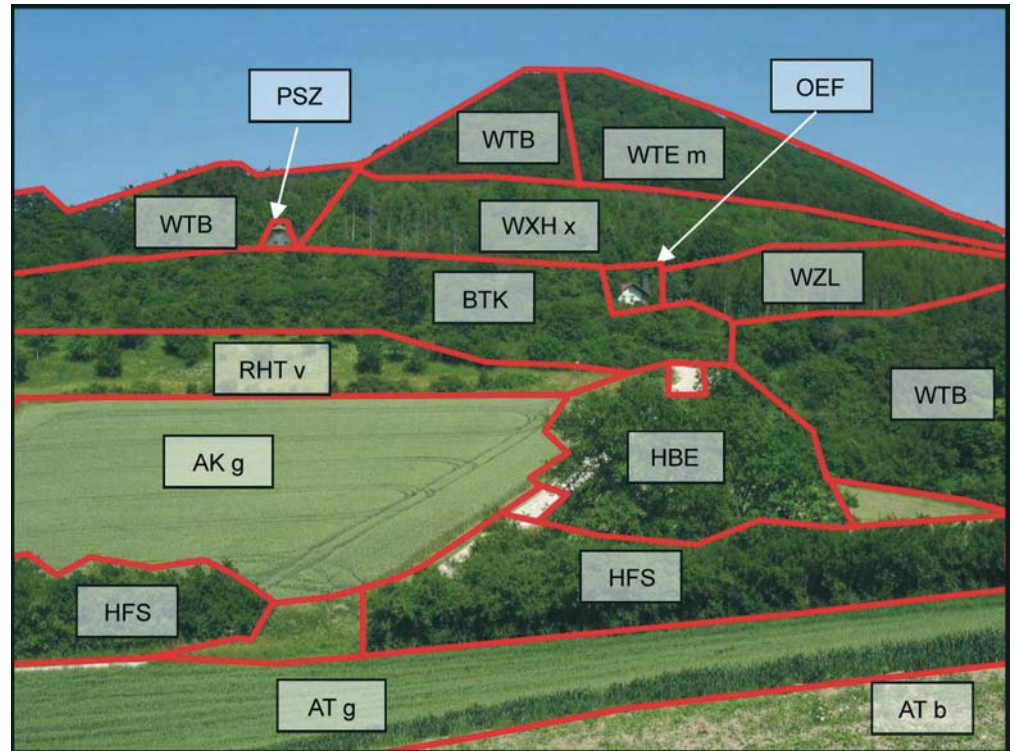




Niedersächsischer Landesbetrieb für  
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz



Olaf von Drachenfels

## Klassifikation und Typisierung von Biotopen für Naturschutz und Landschaftsplanung

Ein Beitrag zur Entwicklung von Standards  
für Biotopkartierungen,  
dargestellt am Beispiel von Niedersachsen



Niedersachsen

Herausgeber:

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz  
(NLWKN) – Fachbehörde für Naturschutz –

Schriftleitung:

Bernd Pilgrim (NLWKN)

Druckaufbereitung Abbildungen und Karten:

Peter G. Schader (NLWKN)

Titelbild:

Landschaft am Heimberg (Sieben Berge bei Alfeld) mit Biototypencodes  
gemäß v. DRACHENFELS (2004), Foto und Montage: Verf.

Bezug:

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft,  
Küsten- und Naturschutz – Naturschutzinformation –

Postfach 91 07 13, 30427 Hannover

E-Mail: [naturschutzinformation@nlwkn-h.niedersachsen.de](mailto:naturschutzinformation@nlwkn-h.niedersachsen.de)

fon: 0511/3034-3305

fax: 0511/3034-3501

[www.nlwkn.de](http://www.nlwkn.de) > Service > Veröffentlichungen/Web-Shop oder  
> Naturschutz > Veröffentlichungen

ISSN 09 33-12 47

Schutzgebühr: 29,- € zzgl. 2,50 € Versandkosten

Zitiervorschlag:

DRACHENFELS, O. v. (2010): Klassifikation und Typisierung von Biotopen für Naturschutz und Landschaftsplanung			
Naturschutz Landschaftspf. Niedersachsen	Heft 47	1 – 322 + CD	Hannover



Niedersächsischer Landesbetrieb für  
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

## Klassifikation und Typisierung von Biotopen für Naturschutz und Landschaftsplanung

**Ein Beitrag zur Entwicklung von Standards  
für Biotopkartierungen,  
dargestellt am Beispiel von Niedersachsen**

von der Fakultät für Architektur und Landschaft  
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover  
zur Erlangung des Grades eines Doktors der  
Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.) genehmigte  
Dissertation

von

Dipl.-Ing. Olaf von Drachenfels  
geboren am 10.11.1956 in Hannover

2010



Niedersachsen

Referent: Prof. Dr. Michael Reich  
Institut für Umweltplanung, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

Korreferentin: Prof. Dr. Christina von Haaren  
Institut für Umweltplanung, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

Tag der Promotion: 27.04.2010

# Inhalt:

	Abbildungsverzeichnis .....	7
	Tabellenverzeichnis.....	8
	Verzeichnis der Abkürzungen häufig verwendeter Fachbegriffe.....	10
	Danksagung.....	10
	<b>Zusammenfassung</b> .....	11
	<b>Summary</b> .....	15
<b>1</b>	<b>Einleitung und Aufgabenstellung</b> .....	19
1.1	<b>Stand der Biotopkartierung in Deutschland</b> .....	19
1.2	<b>Zielsetzung</b> .....	20
<b>2</b>	<b>Methoden und Arbeitsschritte</b> .....	22
2.1	<b>Klassifikation und Typisierung</b> .....	22
2.1.1	Grundbegriffe der Klassifikation .....	22
2.1.2	Typen .....	23
2.1.3	Schlussfolgerungen für die Arbeit.....	24
2.2	<b>Datengrundlagen</b> .....	25
2.3	<b>Arbeitsschritte</b> .....	25
<b>3</b>	<b>Biotoptypen als naturwissenschaftliche Kategorie – Grundlagen der Klassifikation und Typisierung von Biotopen</b> .....	27
3.1	<b>Der Biotop in der bioökologischen Terminologie</b> .....	27
3.1.1	Definitionen von Biotopen .....	27
3.1.2	Grundbegriffe der Biotopdefinition .....	28
3.1.2.1	Lebensraum – Standorte und räumliche Strukturen .....	28
3.1.2.2	Biozönose.....	28
3.1.2.3	Mindestgröße .....	29
3.1.2.4	Homogenität.....	29
3.1.2.5	Abgrenzbarkeit .....	29
3.1.2.6	Zeitliche Varianz und Dynamik .....	31
3.1.2.7	Elemente und Komplexe von Biotopen.....	32
3.1.3	Biotoptyp.....	33
3.1.4	Biotope und Ökosysteme.....	34
3.1.5	Weitere bioökologische Bezeichnungen von Lebensräumen .....	36
3.2	<b>Ökotoptyp und Biotop in der landschaftsökologischen Terminologie</b> .....	36
3.2.1	Definitionen von Ökotoptypen.....	37
3.2.2	Biotope aus landschaftsökologischer Sicht .....	39
3.2.3	Physiotop und Geotop.....	40
3.2.4	Komplexe landschaftsökologische Einheiten .....	41
3.2.5	Fazit: Vergleich von Biotop und Ökotoptyp .....	41
3.3	<b>Vegetationskundliche Grundlagen der Biotopklassifikation</b> .....	42
3.3.1	Grundbegriffe .....	42
3.3.2	Klassifikation von Vegetation .....	43
3.4	<b>Synthese: Komponenten von Biotopen und Typisierungskriterien</b> .....	47
3.4.1	Sektorale und ganzheitliche Ansätze der Typisierung.....	47
3.4.2	Standorttypen.....	48
3.4.3	Nutzungstypen.....	49
3.4.4	Strukturtypen.....	52
3.4.5	Vegetationstypen .....	53
3.4.6	Zootoptypen (faunistische Kriterien).....	55
3.4.7	Biotopkomplextypen.....	57
3.5	<b>Fazit für das Biotoptypenkonzept des Naturschutzes</b> .....	59
<b>4</b>	<b>Biotoptypen als Bewertungs- und Planungseinheiten</b> .....	62
4.1	<b>Methodische Grundlagen</b> .....	62
4.1.1	Grundbegriffe.....	62
4.1.2	Bewertungsverfahren.....	62
4.1.3	Typus- und Objektebene – Grundsätzliches zur Biotopbewertung .....	64
4.2	<b>Bewertungskriterien auf der Typusebene</b> .....	67
4.2.1	Naturnähe/Hemerobie.....	67
4.2.1.1	Grundlagen.....	67
4.2.1.2	Skalierung der Naturnähe.....	68
4.2.1.3	Hemerobie .....	68
4.2.1.4	Teilkriterien der Naturnähe .....	70
4.2.1.5	Fazit .....	72
4.2.2	Empfindlichkeit gegen Belastungen.....	73
4.2.3	Regenerationsfähigkeit .....	74
4.2.4	Seltenheit und Gefährdung – Rote Listen gefährdeter Biotoptypen.....	76

4.2.5	Repräsentanz.....	78
4.2.6	Kulturhistorische Bedeutung.....	79
4.2.7	Schutzwürdigkeit, komplexe Biotopwerte.....	80
<b>4.3</b>	<b>Zusätzliche Bewertungskriterien auf der Objektebene.....</b>	<b>82</b>
4.3.1	Größe.....	82
4.3.2	Lage im Raum, Biotopverbund .....	82
4.3.3	Vielfalt, Vollständigkeit, Erhaltungszustand.....	83
4.3.4	Entwicklungspotenzial.....	87
<b>4.4</b>	<b>Biototypen als Bewertungs- und Planungseinheiten in der Landschaftsplanung.....</b>	<b>87</b>
<b>4.5</b>	<b>Fazit: Anforderungen von Bewertungsverfahren an die Typisierung von Biotopen.....</b>	<b>89</b>
<b>5</b>	<b>Biototypen als Erfassungseinheiten – Methodik und Ziele von Biotopkartierungen am Beispiel von Niedersachsen.....</b>	<b>91</b>
<b>5.1</b>	<b>Methoden von Biotopkartierungen .....</b>	<b>91</b>
<b>5.2</b>	<b>Historische Vorläufer der Biotopkartierung.....</b>	<b>93</b>
<b>5.3</b>	<b>Landesweite selektive Biotopkartierungen.....</b>	<b>94</b>
5.3.1	Deskriptive, selektive Kartierung: „Untersuchung geschützter und noch schutzwürdiger Landschaftsbestandteile in Niedersachsen“. Abgrenzung und textliche Beschreibungen geschützter und schutzwürdiger Landschaftsausschnitte (ca. 1966-1976).....	94
5.3.2	Ermittlung wertvoller Bereiche durch Expertenbefragungen (1975-1976).....	95
5.3.3	Beginn der selektiven typisierenden Biotopkartierung: Der erste Durchgang der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ (1977-1982).....	96
5.3.4	Erweiterung der selektiven typisierenden Biotopkartierung: Der zweite Durchgang der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ (1984-2004).....	101
<b>5.4</b>	<b>Flächendeckende Biotopkartierungen.....</b>	<b>109</b>
5.4.1	Biotopkartierung in der Landschaftsplanung.....	109
5.4.2	Waldbiotopkartierung der niedersächsischen Forstverwaltung.....	111
5.4.3	Biotopkartierung für Pflege- und Entwicklungspläne .....	112
5.4.4	Biotopkartierung im Rahmen anderer Fachplanungen.....	114
<b>5.5</b>	<b>Einführung des gesetzlichen Biotopschutzes und seine Konsequenzen für die Biotopkartierung .....</b>	<b>115</b>
<b>5.6</b>	<b>Erfassung und Bewertung der Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie.....</b>	<b>117</b>
<b>5.7</b>	<b>Aufbau und Prinzip des Kartierschlüssels für Biototypen in Niedersachsen.....</b>	<b>119</b>
<b>5.8</b>	<b>Fazit und künftige Anforderungen.....</b>	<b>120</b>
<b>6</b>	<b>Analyse verschiedener Biotop- bzw. Habitatklassifikationen .....</b>	<b>122</b>
<b>6.1</b>	<b>Kriterien für die Analyse der Klassifikationen.....</b>	<b>122</b>
6.1.1	Kategorien der Typisierung.....	122
6.1.2	Differenzierungsgrad der Klassifikation .....	124
6.1.3	Eignung als Erfassungseinheit von Biotopkartierungen .....	125
<b>6.2</b>	<b>Globale Klassifikation der Ökosysteme.....</b>	<b>125</b>
<b>6.3</b>	<b>Biototypenlisten für Europa .....</b>	<b>126</b>
6.3.1	CORINE biotopes .....	126
6.3.2	EUNIS-Habitatklassifikation.....	130
6.3.3	Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie.....	143
<b>6.4</b>	<b>Klassifikationen von Lebensräumen in Deutschland .....</b>	<b>147</b>
6.4.1	Habitatkatalog für das Gebiet der DDR.....	147
6.4.2	Standard-Biototypenliste für Deutschland (Bundesamt für Naturschutz).....	148
6.4.3	Standard-Biototypen und Nutzungstypen für die CIR-Luftbild- gestützte Kartierung in der Bundesrepublik Deutschland.....	159
6.4.4	Schlüssel für Biototypen in Deutschland von HAEUPLER.....	162
6.4.5	AG „Methodik der Biotopkartierung im besiedelten Bereich“.....	164
6.4.6	Klassifikationen von Tierlebensräumen in Deutschland.....	165
6.4.7	Geschützte Biototypen nach § 30 BNatSchG.....	166
6.4.8	DeCOVER und CLC – Landbedeckungs- und Nutzungstypen für die Interpretation von Fernerkundungsdaten.....	170

<b>6.5</b>	<b>Biotoptypenlisten anderer Staaten</b> .....	173
6.5.1	Österreich.....	173
6.5.2	Schweiz.....	175
6.5.3	Belgien.....	177
<b>6.6</b>	<b>Ausgewählte Kartierschlüssel deutscher Bundesländer</b> .....	179
6.6.1	Bayern.....	179
6.6.2	Hessen.....	181
6.6.3	Brandenburg.....	183
6.6.4	Mecklenburg-Vorpommern.....	187
6.6.5	Thüringen.....	188
6.6.5.1	Offenland.....	188
6.6.5.2	Wald.....	189
6.6.6	Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz .....	190
<b>6.7</b>	<b>Vergleichende Gegenüberstellung verschiedener Klassifikationen</b> .....	194
6.7.1	Einordnung fiktiver Beispiele von Biotopen.....	194
6.7.2	Tabellarische Vergleiche von Klassifikationen.....	204
<b>6.8</b>	<b>Fazit</b> .....	223
<b>7</b>	<b>Ergebnisse und Diskussion – Schlussfolgerungen für die Klassifikation und Typisierung von Biotopen</b> .....	224
<b>7.1</b>	<b>Anforderungen an die Klassifikation und Prinzipien der Typisierung</b> ....	224
7.1.1	Anforderungen aus wissenschaftlich-methodischer Sicht .....	224
7.1.1.1	Einheitlichkeit des Biotopbegriffs und der Typisierungskriterien.....	224
7.1.1.2	Hierarchischer Aufbau der Klassifikation.....	226
7.1.1.3	Eindeutigkeit der Typen.....	229
7.1.1.4	Vollständigkeit der Klassifikation.....	230
7.1.2	Fachliche Anforderungen von Naturschutz und Landschaftsplanung.....	236
7.1.3	Rechtliche Vorgaben.....	237
7.1.4	Anforderungen aus der Kartierungspraxis.....	237
7.1.4.1	Eignung als Erfassungseinheiten von Biotopkartierungen.....	237
7.1.4.2	Möglichkeiten der Fernerkundung (Interpretation von Luftbildern).....	238
7.1.4.3	Kartierungsmaßstab.....	240
7.1.4.4	Fehlerquellen bei der Kartierung (der „Faktor Mensch“). .....	241
7.1.5	Prinzipien der Festlegung und Benennung von Biotoptypen.....	242
7.1.5.1	Grundsätze für die Benennung.....	242
7.1.5.2	Übersicht über die Typisierungsmerkmale.....	242
7.1.5.3	Merkmale des Standorts.....	249
7.1.5.4	Merkmale der Vegetation.....	250
7.1.5.5	Merkmale der Zoozönose.....	251
7.1.5.6	Merkmale von Nutzungen und Funktionen.....	251
7.1.5.7	Größenmerkmale.....	252
7.1.5.8	Fazit.....	253
7.1.6	Codierung von Biotoptypen.....	253
7.1.7	Inhaltliche Definition von Biotoptypen.....	253
7.1.8	Behandlung von Biotopkomplexen und -übergängen.....	255
<b>7.2</b>	<b>Erfassung objektbezogener Biotopdaten</b> .....	256
7.2.1	Allgemeine Anforderungen.....	256
7.2.2	Standortmerkmale.....	257
7.2.3	Merkmale der Raumstruktur.....	258
7.2.4	Artenzusammensetzung.....	259
7.2.4.1	Pflanzenarten.....	259
7.2.4.2	Tierarten.....	262
7.2.5	Nutzungen.....	263
7.2.6	Beeinträchtigungen und Gefährdungen.....	263
7.2.7	Textliche Biotopbeschreibungen.....	264
<b>7.3</b>	<b>Klassifikation von Biotop-Obergruppen</b> .....	265
<b>7.4</b>	<b>Kriterien für die Typenbildung innerhalb der Obergruppen</b> .....	272
7.4.1	Meeres- und Küstenbiotope.....	272
7.4.1.1	Kennzeichen und Abgrenzung der Obergruppe.....	272
7.4.1.2	Kriterien für die Typisierung.....	273
7.4.2	Binnengewässer.....	274
7.4.2.1	Kennzeichen der Obergruppe und Untergliederung.....	274
7.4.2.2	Quellen.....	275
7.4.2.3	Bäche und Flüsse .....	276
7.4.2.4	Gräben und Kanäle.....	279
7.4.2.5	Stillgewässer.....	279

7.4.3	Wald- und gebüschfreie Moore sowie Sümpfe.....	281
7.4.3.1	Kennzeichen und Abgrenzung der Obergruppe.....	281
7.4.3.2	Moorklassifikationen.....	281
7.4.3.3	Kriterien für die Typisierung von Moor- und Sumpfbiotopen.....	285
7.4.4	Heiden, Grasland und Staudenfluren.....	287
7.4.4.1	Kennzeichen und Abgrenzung der Obergruppe.....	287
7.4.4.2	Kriterien für die Typisierung.....	287
7.4.5	Gebüsche, Gehölze im Offenland und im Siedlungsbereich .....	289
7.4.5.1	Kennzeichen und Abgrenzung der Obergruppe.....	289
7.4.5.2	Behandlung gehölzreicher Biotopkomplexe.....	290
7.4.5.3	Kriterien für die Typisierung.....	291
7.4.6	Wälder.....	292
7.4.6.1	Kennzeichen, Abgrenzung und Untergliederung der Obergruppe.....	292
7.4.6.2	Kriterien für die Typisierung.....	294
7.4.7	Gesteins- und Offenbodenbiotope.....	296
7.4.7.1	Kennzeichen und Abgrenzung der Obergruppe.....	296
7.4.7.2	Kriterien für die Typisierung.....	297
7.4.8	Äcker und andere Biotope landwirtschaftlicher und gartenbaulicher Kulturen.....	298
7.4.8.1	Kennzeichen und Abgrenzung der Obergruppe.....	298
7.4.8.2	Kriterien für die Typisierung.....	298
7.4.9	Biotopkomplexe der Siedlungs- und Infrastrukturbereiche.....	299
7.4.9.1	Biotope der Bauwerke.....	300
7.4.9.2	Biotopkomplextypen der Siedlungs- und Infrastrukturbereiche.....	302
<b>8</b>	<b>Entwurf einer optimierten Klassifikation der Biotoptypen Niedersachsens .....</b>	<b>304</b>
<b>8.1</b>	<b>Erläuterung der Klassifikation.....</b>	<b>304</b>
8.1.1	Prinzipien.....	304
8.1.2	Codierung der Typen.....	305
8.1.3	Erläuterungen der Einheiten.....	305
<b>8.2</b>	<b>Tabellarische Übersicht der Biotoptypen Niedersachsens (Tab. 87)... 311/CD</b>	
<b>9</b>	<b>Fazit und Ausblick.....</b>	<b>312</b>
	<b>Quellen- und Literaturverzeichnis .....</b>	<b>314</b>
	<b>Anhang: .....</b>	<b>322/CD</b>
	Referenztafel zwischen der Biotoptypenliste für Deutschland des Bundesamtes für Naturschutz (RIECKEN et al. 2006) und dem Kartier- schlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen (v. DRACHENFELS 2004)	



# Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Beziehungen zwischen Biotop, Biozönose und Ökosystem.....	35
Abb. 2:	Einordnung von Biotop, Ökotope und Ökosystem aus landschaftsökologischer Sicht.....	37
Abb. 3:	Biotop, Ökotope und Partialkomplexe landschaftlicher Ökosysteme.....	42
Abb. 4:	Komponenten eines Biotops.....	47
Abb. 5:	Ablauf von Erfassung und Bewertung.....	62
Abb. 6:	Idealtypischer Ablauf einer selektiven Biotopkartierung mit dem Ziel der vollständigen Erfassung aller für den Kartierungszweck relevanten Biotope.....	92
Abb. 7:	Kartenvergleich der landesweiten Biotopkartierung in Niedersachsen.....	109
Abb. 8:	Ausschnitt aus der Biotoptypenkartierung des Landschaftsrahmenplans LANDKREIS VERDEN (2008).....	111
Abb. 9:	Basiserfassung der FFH-Gebiete in Niedersachsen .....	118
Abb. 10:	Kriteriendiagramm der EUNIS-Klassifikation (Level 1).....	131
Abb. 11:	Kriteriendiagramm der EUNIS-Klassifikation für Laubwälder (bis Level 3).....	139
Abb. 12:	Ökogramme zu den Standortmerkmalen der Waldmeister-Buchenwälder.....	175
Abb. 13:	Komponenten eines Biotoptyps .....	225
Abb. 14:	Hierarchische und additive Klassifikation.....	228
Abb. 15:	Dendrogramm des mesophilen Grünlands .....	231
Abb. 16:	Sukzessionsschema für eutrophe Niedermoorstandorte .....	234
Abb. 17:	Aufbau einer umfassenden Definition von Biotoptypen in Kartieranleitungen ..	254
Abb. 18:	Ausschnitte aus dem Eingabeprogramm der Biotopkartierung in den niedersächsischen FFH-Gebieten.....	261
Abb. 19:	Ausschnitt aus einem Erhebungsbogen der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ (2. Durchgang).....	264
Alle Fotos O. v. Drachenfels		
Foto 1:	Nährstoffarmer, schnellfließender, sommerkalter Heidebach mit flutender Wasservegetation (Lutter, Landkreis Celle).....	137
Foto 2:	Binnendüne mit Silbergrasflur im Elbetal (Amt Neuhaus, Landkreis Lüneburg)..	137
Foto 3:	Naturnahes Übergangsmoor mit Hochmoorvegetation (Henneckenmoor, Landkreis Celle).....	137
Foto 4:	Pionierrasen mit Weißem Mauerpfeffer und Hufeisenklee auf Simsen eines Kalkfelsens (Hohenstein/Süntel, Landkreis Hameln-Pyrmont).....	144
Foto 5:	Wacholderheide (NSG Lüneburger Heide, Landkreis Soltau-Fallingb. ....	144
Foto 6:	Schlitzdistel-Pfeifengraswiese mit Arnika (Niederung des Fehntjer Tiefs, Landkreis Leer).....	144
Foto 7:	Aufgelassener Diabassteinbruch mit sich naturnah entwickelnden Gesteinswänden und Schutthalden (bei Wolfshagen im Harz, Landkreis Goslar).	151
Foto 8:	Eichen-Niederwald auf trockenem Silikatstandort (Untermosel, Landkreis Mayen-Koblenz) .....	151
Foto 9:	Relikt eines Winterlinden-Stieleichen-Mittelwaldes auf wechselfeuchtem, bodensaurem Standort des Hügellands (Hildesheimer Wald, Landkreis Hildesheim) .....	151
Foto 10:	Orchideen-Buchenwald trockenwarmer Kalkstandorte (Sieben Berge, Landkreis Hildesheim) .....	195
Foto 11:	Stark entwässerter Erlenbruchwald mit Krautschicht aus Brennnessel (Region Hannover) .....	195
Foto 12:	Mageres mesophiles Weidegrünland auf Kalk (Thüster Berg, Landkreis Hameln-Pyrmont) .....	195

# Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Schichtung von Biotopen bzw. Landschaftsausschnitten .....	33
Tab. 2: Auswahl von Begriffen der Landschaftsökologie im Kontext von Biotopen und Ökosystemen.....	37
Tab. 3: Beispiele von Nutzungstypen mit Bedeutung für die Biototypisierung.....	51
Tab. 4: Standortbezogene Vegetationstypen am fiktiven Beispiel von Schilfröhrichten .....	54
Tab. 5: Bausteine der Biototypisierung am Beispiel eines Eichen-Mischwalds trockenwarmer Kalkstandorte.....	59
Tab. 6: Kategorien von Lebensraumtypen .....	60
Tab. 7: Hierarchie von Lebensräumen unterschiedlicher Größe und Komplexität .....	61
Tab. 8: Beispiel für die Skalierung ordinaler Wertstufen .....	64
Tab. 9: Beispiel für eine dreistufige, dreidimensionale Bewertungsmatrix.....	64
Tab. 10: Mögliche Kriterien und Kategorien für die Bewertung von Biototypen .....	66
Tab. 11: Bewertung der Strukturgüte von Fließgewässern.....	68
Tab. 12: Naturnähestufen von Waldbiotopkartierungen .....	69
Tab. 13: Vergleich verschiedener Ansätze zur Skalierung der Hemerobie und Natürlichkeit ..	70
Tab. 14: Beispiele für die Bewertung der Naturnähe von Biotopen nach Standort, Artenzusammensetzung und Struktur .....	71
Tab. 15: Skalierung des Natürlichkeitsgrads bei forstwirtschaftlicher und anderer Nutzung ..	73
Tab. 16: Bewertung der Regenerationsdauer bzw. -fähigkeit .....	75
Tab. 17: Entwicklungsdauer von Ökosystemtypen nach BASTIAN (1996) .....	75
Tab. 18: Wertstufen der Biototypen für Landschaftsplanung und Eingriffsregelung in Niedersachsen .....	80
Tab. 19: Biotopwert nach BARSCH et al. (2000) .....	81
Tab. 20: Wertstufen der Biototypenbewertung nach BASTIAN & SCHREIBER (1999) .....	81
Tab. 21: Bewertung des Erhaltungszustands von Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie am Beispiel des Lebensraumtyps 4030 .....	85
Tab. 22: Vergleich der Bewertungsskalen von FFH-Richtlinie und Wasserrahmenrichtlinie ...	86
Tab. 23: Bewertung der Ausprägung von Biotopen in fünf Stufen .....	86
Tab. 24: Entwurf für eine fünfstufige Bewertung von Buchenwäldern .....	86
Tab. 25: Beiträge der Biotopkartierung zur Erfassung der Schutzgüter in der Landschaftsplanung.....	90
Tab. 26: Übersicht der biowissenschaftlichen und ökologischen Erfassungseinheiten nach POHL (1979) und ihre Beurteilung .....	98
Tab. 27: Selektionsprinzip bei der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ .....	102
Tab. 28: Wertbestimmende Gesichtspunkte für die Erfassung mesophiler Buchenwälder im zweiten Kartierungsdurchgang der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“.....	104
Tab. 29: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 1: Naturnahe Waldbiotope .....	105
Tab. 30: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 2: Naturnahe Gewässerbiotope .....	106
Tab. 31: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 3: Naturnahe Moor- und Sumpfbiotope.....	106
Tab. 32: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 4: Grünland .....	107
Tab. 33: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 5: Magerrasen, Heiden, Felsbiotope .....	107
Tab. 34: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 6: Küstenbiotope .....	108
Tab. 35: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 7: Sonstige Biotope mit Bedeutung für den Artenschutz .....	108
Tab. 36: Übersicht der Kategorien der Biototypisierung .....	124
Tab. 37: Beispiel für die Eignung eines weit gefassten Biototyps und möglicher Untertypen für Bewertungen .....	124
Tab. 38: Beispiele für Biototypen des Programms „CORINE biotopes“ .....	129
Tab. 39: Beispiele für Biototypen der EUNIS-Klassifikation .....	142

Tab. 40:	Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie mit Vorkommen in Niedersachsen	145
Tab. 41:	Geschützte Biotoptypen nach § 30 BNatSchG, Neufassung vom 29.07.2009	166
Tab. 42:	Gegenüberstellung der Klassifikationen von CORINE Land Cover 2000 und DeCOVER 2008.	171
Tab. 43:	Kommentierte Liste von Erfassungseinheiten der hessischen Biotopkartierung (Wälder, Stillgewässer, Grünland)	181
Tab. 44:	Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Buchenwaldes	194
Tab. 45:	Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Erlenwaldes	196
Tab. 46:	Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel einer Feldhecke	197
Tab. 47:	Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Altwassers	198
Tab. 48:	Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Bachlaufs	199
Tab. 49:	Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Schlankseggen-Rieds	200
Tab. 50:	Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Kalkfelsens	201
Tab. 51:	Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Weidegrünlands	202
Tab. 52:	Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel einer Sukzessionsfläche	203
Tab. 53 a-j:	Tabellarische Vergleiche von Biotopklassifikationen	204
Tab. 54:	Beispiel für eine kombinierte hierarchische und additive Klassifikation von Biotoptypen	229
Tab. 55:	Ökogramm der naturnahen Waldtypen in der kollinen bis submontanen Stufe des südniedersächsischen Berglands	232
Tab. 56:	Ökogramm der Biotoptypen der Magerrasen, des mageren und des salzbeeinflussten Grünlands in der planaren bis kollinen Stufe des niedersächsischen Binnenlands (ohne Großseggenriede, Landröhrichte, Ruderal- und Staudenfluren)	232
Tab. 57:	Biotoppotenzialschema, am Beispiel mäßig trockener Kalkstandorte	233
Tab. 58:	Bausteine der Typisierung von Biotopen am Beispiel von Niedersachsen.	243
Tab. 59:	Anforderungen an die Erhebung objektbezogener Biotopdaten	257
Tab. 60:	Erfassung von Standortdaten bei der Biotopkartierung	258
Tab. 61:	Erfassung von Strukturmerkmalen bei der Biotopkartierung	259
Tab. 62:	Erfassung von Pflanzenarten bei der Biotopkartierung	260
Tab. 63:	Eignung von Artengruppen für die Erfassung und Bewertung von Biotopen	262
Tab. 64:	Erfassung von Nutzungen bei der Biotopkartierung	263
Tab. 65:	Verursacher und Auswirkungen von Beeinträchtigungen	264
Tab. 66:	Gegenüberstellung der Formationen und Klassen der Pflanzengesellschaften nach RENNWALD (2000) und der Obergruppen der Biotoptypen Niedersachsens (v. DRACHENFELS 2004)	266
Tab. 67:	Vergleich der Biotop-Obergruppen zwischen EUNIS, Österreich und Deutschland (CIR-Schlüssel)	267
Tab. 68:	Vergleich der Obergruppen in verschiedenen Biotopschlüsseln deutscher Bundesländer	268
Tab. 69:	Mögliche Überschneidungen zwischen den verschiedenen Obergruppen von Biotoptypen (ohne alpine Biotope)	269
Tab. 70:	Typisierungsmatrix für Biotope der Meeresküsten	274
Tab. 71:	Typisierungsmatrix für Fließgewässer	278
Tab. 72:	Typisierungsmatrix für Stillgewässer	280
Tab. 73:	Vegetationsformengruppen der Moore nach SUCCOW (1988)	283
Tab. 74:	Beispiele für die Moortypisierung nach SUCCOW (1988: 119, vereinfacht)	283
Tab. 75:	Chorische Naturraumtypen naturnaher Moore.	284
Tab. 76:	Beispiele chorischer Moor-Naturraumtypen und Vegetationstypen nach SUCCOW (1988)	285
Tab. 77:	Typisierungsmatrix für gehölzfreie Moore und Sümpfe	286
Tab. 78:	Typisierungsmatrix für Heiden, Magerrasen, Grünland, Gras- und Staudenfluren	288
Tab. 79:	Typisierungsmatrix für Gebüsche und Gehölze	291
Tab. 80:	Typisierungsmatrix für Wälder	295
Tab. 81:	Ökogramm für die Typisierung von Buchenwäldern nach dem niedersächsischen Kartierschlüssel (v. DRACHENFELS 2004, ohne geomorphologische Sonderstandorte)	296
Tab. 82:	Typisierungsmatrix für Gesteins- und Offenbodenbiotope	297
Tab. 83:	Typisierungsmatrix für Acker-, Wein- und Gartenbaubiotope	299
Tab. 84:	Typisierungsmatrix für Biotope der bebauten Flächen	301
Tab. 85:	Typisierungsmatrix für Biotopkomplexe der Siedlungs- und Infrastrukturbereiche	303
Tab. 86:	Gliederungsprinzip der Klassifikation	304
Tab. 87:	Tabellarische Übersicht der Biotoptypen Niedersachsens	CD
Anhang:	Referenztablelle zwischen der Biotoptypenliste für Deutschland des Bundesamtes für Naturschutz (RIECKEN et al. 2006) und dem Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen (v. DRACHENFELS 2004)	CD

# Verzeichnis der Abkürzungen häufig verwendeter Fachbegriffe

BfN:	Bundesamt für Naturschutz
BNatSchG:	Bundesnaturschutzgesetz*
CIR:	Color Infrarot (-Luftbilder)
CLC:	CORINE Land Cover
EUNIS:	European Nature Information System
FFH:	Fauna-Flora-Habitat (-Richtlinie)*
LRP:	Landschaftsrahmenplan
FFH-LRT, LRT:	Lebensraumtyp gemäß Anh. I der FFH-Richtlinie
LSG:	Landschaftsschutzgebiet
M. :	Maßstab
NLÖ:	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
NLWKN:	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NNatG:	Niedersächsisches Naturschutzgesetz*
NSG:	Naturschutzgebiet
(h)pnV:	(heutige) potentielle natürliche Vegetation
TK 25, TK 50:	Topographische Karten im Maßstab 1 : 25.000 bzw. 1 : 50.000
WRRL:	Wasserrahmenrichtlinie*

\*vollständige Titel der Gesetze und Richtlinien im Quellen- und Literaturverzeichnis

## Danksagung

Ich danke Herrn Prof. Dr. Michael Reich für die Übernahme der Betreuung sowie ihm und Frau Prof. Dr. Christina von Haaren für ihre Verbesserungsvorschläge.  
Herrn Prof. Dr. Thomas Mosimann (Universität Hannover) danke ich für die Erläuterungen und die anregende Diskussion zum Ökotopbegriff, Herrn Prof. Dr. Dietmar Zacharias (Hochschule Bremen) für die Durchsicht von Entwürfen der Kapitel 3.3 und 3.4.5.  
Herr Dr. Franz Essl (Bundesumweltamt Wien) war so freundlich, mir Dateien der Roten Liste der Biotoptypen Österreichs zur Verfügung zu stellen.  
Frau Angelika Ziegler-Schmidt (†) unterstützte mich bei der Auswertung von Landschaftsrahmenplänen, Herr Dr. Diethelm Pohl (Hannover) mit Literaturhinweisen.

Besonderer Dank gilt Herrn David M. Fleet (Tönning) für die Beseitigung sprachlicher Mängel der englischen Zusammenfassung und Herrn Dr. Eckhard Garve (Sarstedt) für die Unterstützung mit Rat und Tat.  
Nicht zuletzt danke ich den Kolleginnen und Kollegen Sabine Miers, Jürgen Peters, Axel Schilling und Marlies Zuidema des Teams „Landesweiter Biotopschutz“ im Aufgabenbereich H 41 des NLWKN für die gute Zusammenarbeit sowie diverse Aufbereitungen und Auswertungen von Kartierungsdaten, die auch für diese Arbeit genutzt werden konnten.  
Für die sorgfältige Durchsicht der Druckfassung gebührt Bernd Pilgrim, Thomas Herrmann und Oliver Feig, für die grafische Überarbeitung der Abbildungen Peter G. Schader besonderer Dank (alle NLWKN).

# Zusammenfassung

Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist der Biotoptyp als Kategorie zur Erfassung und Bewertung von Lebensräumen bzw. Landschaftsausschnitten für Aufgaben von Naturschutz und Landschaftsplanung. Ziel ist die Formulierung wissenschaftlich fundierter und gleichermaßen praxisorientierter Grundsätze für die Klassifikation und Typisierung von Biotopen, um so eine Grundlage für die Entwicklung bzw. Verbesserung von Standards für Biotopkartierungen zu schaffen.

Die Klassifikation von Objekten (hier: Biotopen) bedeutet, sie nach bestimmten Gemeinsamkeiten, die für die Zielsetzung der Klassifikation relevant sind, Gruppen zuzuordnen. Diese Gruppen bilden die Klassen, die in ein hierarchisches System einsortiert werden können.

Bei der Typisierung werden die für die ermittelten Klassen wesentlichen Eigenschaften herausgearbeitet (bestimmte Ausprägungen und Kombinationen von Merkmalen), die festgelegten Typen mit Namen und/oder Codes versehen sowie aufgrund qualitativer und/oder quantitativer Kriterien definiert. Die Typisierung ist im wissenschaftstheoretischen Sinne der intensionale Aspekt der Klassifikation, während der extensionale Aspekt den Umfang der Klassen betrifft.

Die Klassifikation von Biotoptypen muss zwei Anforderungen erfüllen:

- **Vollständigkeit:** Alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden bzw. alle für die jeweilige Aufgabe relevanten Biotope müssen einem Typ zuzuordnen sein.
- **Eindeutigkeit:** Jeder Biotop ist auf jeder Stufe der Hierarchie nur genau einer Klasse zuzuordnen.

Voraussetzung ist eine Methode, die deduktive und induktive Verfahren kombiniert, in dem sie ein systematisch vom Allgemeinen zum Besonderen („top down“) entwickeltes Grundgerüst durch die Einordnung konkreter Biotopdaten („bottom up“) vervollständigt.

Da keine Klassifikation für alle möglichen Aufgaben gleichermaßen geeignet ist, ist festzulegen, für welchen Zweck sie vorrangig bestimmt ist. Der Begriff „Biotoptyp“ wird dazu in drei Schritten analysiert: 1) Der Biotoptyp als naturwissenschaftliche Kategorie; d. h. die Bestimmung des Biotopbegriffs im Kontext bioökologischer, landschaftsökologischer und vegetationskundlicher Termini: Es bestätigt sich, dass der Biotop gegenüber dem Ökotope die zutreffendere Kategorie für das Aufgabengebiet des Naturschutzes ist. Während der Ökotope in der Landschaftsökologie vorrangig auf das natürliche Standortpotenzial bezogen wird, ist der Biotop auf die vorhandene Biozönose ausgerichtet und somit als Bezugseinheit für Fragen des Arten- und Lebensraumschutzes besser geeignet.

Die Artenzusammensetzung der Vegetation ist bei Biotoptypen – anders als bei Pflanzengesellschaften – kein unmittelbares Kriterium der Klassifikation. Sie ist in dem Maße relevant, wie sie die Struktur eines Biotops prägt sowie seine Standorteigenschaften modifiziert und anzeigt. Die Artenzusammensetzung fungiert bei der Biotopkartierung als Indikator für die Eigenschaften eines Biotops und ist in dieser Hinsicht auch bei der Klassifikation zu berücksichtigen.

Der Biotoptyp ist eine ganzheitliche Kategorie, die sich – je nach Ausprägung und Betrachtungsweise – aus zwei bzw. bis zu vier Komponenten zusammensetzt, welche sich gegenseitig beeinflussen oder bedingen: Standorttyp und (Raum-)Strukturtyp als obligatorische, Vegetationstyp und Nutzungstyp als fakultative Komponenten (die auch als Teilaspekte von Standort und Struktur aufgefasst werden können). In marinen Lebensräumen wird die Rolle der Vegetation teilweise von zoogenen Strukturen bzw. dem Makrozoobenthos übernommen. Aber auch im terrestrischen Bereich sind die Funktionen der Biotope als Tierlebensräume (Zootope) für das Biotoptypenkonzept von Bedeutung.

2) Der Biotoptyp als Bewertungs- und Planungseinheit; Untersuchung von Bewertungskriterien und -verfahren, die für die Klassifikation von Biotopen relevant sind: Im Unterschied zu seiner umgangssprachlichen Bedeutung als schutzwürdiger Lebensraum ist der Biotop als Fachbegriff grundsätzlich eine wertneutrale Kategorie. Dennoch ist die Biotoptypisierung immer mit Wertungen verknüpft. Die Klassifikation von Biotopen bedeutet eine nominale Skalierung. Die Festlegung von Biotoptypen beruht zudem auf normativen Entscheidungen über die Bedeutung von bestimmten Eigenschaften im Hinblick auf die Ziele der Klassifikation, impliziert also bereits eine Bewertung vor dem Hintergrund ordinaler Skalen (z. B. der Naturnähe).

Biotoptypen können auf der Typusebene und auf der Objektebene bewertet werden. Dabei sind folgende Kriterien von vorrangiger Bedeutung: Naturnähe (oder Hemerobie), Empfindlichkeit gegen Eingriffe oder Belastungen (z. B. Entwässerung oder Eutrophierung), Regenerationsfähigkeit (inkl. Wiederherstellbarkeit), Gefährdung (inkl. Seltenheit). Diese sind auch die wichtigsten Teilkriterien komplexerer Biotopwerte, die die Bedeutung von Biotoptypen für den Naturschutz ordinal skalieren und bei der Beurteilung von Eingriffen angewendet werden. Ziel ist daher auch, die Biotoptypen so eng zu fassen, dass ihnen jeweils keine Biotope mit stark abweichender Schutzwürdigkeit zuzuordnen sind.

Ebenfalls von vorrangiger Relevanz ist das Kriterium „Erhaltungszustand“, auch wenn dieses in erster Linie auf der Objektebene zu bewerten ist. Je qualitativ heterogener ein bestimmter Biotoptyp in Abhängigkeit von anthropogenen Einflüssen ausgeprägt sein kann, umso eher sollten deutliche Qualitätsunterschiede – die meist auch mit unterschiedlichen Natürlichkeitsgraden korreliert sind – zu einer Aufteilung in separate Typen führen. Dies gilt etwa für mehr oder weniger degradierte Hochmoore und mehr oder weniger ausgebaute Fließgewässer.

Weitere Kriterien mit Relevanz für die Klassifikation sind Repräsentanz, kulturhistorische Bedeutung und Entwicklungspotenzial.

In der Landschaftsplanung dienen Biotoptypen vorrangig zur Bearbeitung der Schutzgüter „Arten und Biotope“. Die Biotopkartierung liefert aber zusätzlich wichtige Daten für die Schutzgüter „Landschaftsbild“, „Boden und Wasser“ sowie „Klima und Luft“, insbesondere wenn Standort- und Strukturparameter bei der Klassifikation angemessen berücksichtigt werden.

3) Der Biotoptyp als Erfassungseinheit: Bei der Biotopkartierung können im Wesentlichen zwei Prinzipien unterschieden werden: selektive Erfassungen von Biotopen mit besonderer Bedeutung für den Naturschutz und flächendeckende Verfahren, bei denen das gesamte Untersuchungsgebiet Biotoptypen zugeordnet wird.

Methodik und Aufgaben von Biotopkartierungen werden am Beispiel von Niedersachsen dargestellt – ausgehend von einem Abriss der historischen Entwicklung, um den heutigen Stand nachvollziehbar zu machen:

Vorstufe der Biotopkartierung waren selektive Erfassungen geschützter und schutzwürdiger Landschaftsbestandteile bzw. größerer Gebiete in Verbindung mit grob kategorisierten Listen oder textlichen Beschreibungen. Erst ab 1977 wurden standardisierte Erfassungseinheiten eingeführt, die aber anfangs nur teilweise den Kriterien von Biotoptypen entsprachen. In Niedersachsen wurden bisher zwei landesweite selektive Biotopkartierungen durchgeführt: von 1977 bis 1982 und von 1984 bis 2004. Da sie – neben Biotoptypen – auch Kriterien des Arten- und des Geotopschutzes berücksichtigten und vielfach größere, komplexe Landschaftsausschnitte abgrenzten, wurden sie konsequenterweise als „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ bezeichnet. Vorrangiges Ziel war die Ermittlung von Gebieten mit besonderer Eignung zur Ausweisung als Naturschutzgebiet. Dabei wurden die bestehenden Schutzgebiete nach demselben Verfahren erfasst.

Neben dieser landesweiten selektiven Erfassung wurden und werden flächendeckende Kartierungen durchgeführt, als Datengrundlage für Landschafts- und Landschaftsrahmenpläne, die Forsteinrichtung der Landesforsten, Pflege- und Entwicklungspläne von Schutzgebieten sowie für die Beurteilung von Eingriffen.

Ein wesentlicher Impuls zur Weiterentwicklung der Biotopkartierung ging von der Einführung des gesetzlichen Biotopschutzes seit 1990 aus. Dieser erfordert die vollständige und möglichst genaue Erfassung bestimmter Biotoptypen nach landesweit einheitlichen Kriterien und war daher Anlass für die Entwicklung des „Kartierschlüssels für Biotoptypen in Niedersachsen“, der seit 1992 eine standardisierte Klassifikation von Biotoptypen für selektive und flächendeckende Biotopkartierungen in Niedersachsen vorgibt.

Seit 2001 bildet die Inventarisierung der FFH-Gebiete eine vorrangige Aufgabe der Biotopkartierung in Niedersachsen. Dazu war die Integration der Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie notwendig, was die Überarbeitung des Kartierschlüssels erforderte und eine weitere Steigerung der fachlichen Anforderungen an die Biotopkartierung bedeutete.

Die schrittweise Entwicklung dieses Kartierschlüssels und die niedersächsische Biotopkartierung bilden die methodische Basis und die Datengrundlage für die vorliegende Arbeit.

Künftig wird die Weiterentwicklung der Biotopkartierung zu einer standardisierten Methode des Monitoring sowie als Datengrundlage für Berichtspflichten und den Datenaustausch auf europäischer Ebene zunehmende Bedeutung erlangen.

Um die Ausgangssituation für die Entwicklung einheitlicher Standards zur Klassifikation, Typisierung und Erfassung von Biotopen zu klären, wurde eine vergleichende Analyse vorliegender Klassifikationen auf

europäischer, nationaler und regionaler Ebene vorgenommen. Diese beinhaltet u. a. eine Gegenüberstellung der Klassifikationen der Biotoptypen Deutschlands (vom Bundesamt für Naturschutz) und des niedersächsischen Kartierschlüssels sowie Untersuchungen der Klassifikationen von CORINE biotopes, EUNIS und Anh. I der FFH-Richtlinie, von Österreich, der Schweiz und Belgien, des gesetzlichen Biotopschutzes nach § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes sowie der Kartierschlüssel diverser deutscher Bundesländer.

Es ist offensichtlich, dass die verschiedenen Klassifikationen auf heterogenen Kriterien beruhen. Viele Kategorien erfüllen nicht die Anforderungen an Biotoptypen, sondern stellen Standort-, Nutzungs-, Struktur- oder Vegetationstypen bzw. Biotopelement- oder Biotopkomplextypen dar. Dies ist eine wesentliche Ursache für die geringe Kompatibilität der verschiedenen Ansätze. Die Aufklärung der methodischen Ursachen dieser Abweichungen ist eine wichtige Voraussetzung, um künftig Klassifikationen zu entwickeln, die für den notwendigen Datenaustausch auf nationaler und internationaler Ebene besser geeignet sind.

Zur Datenerfassung bestimmte Biotoptypen müssen so konzipiert werden, dass sie als Kartierungs- und Bewertungseinheiten in der Praxis operabel sind. Dabei spielen der Differenzierungsgrad der Klassifikation sowie die Eindeutigkeit der Zuordnungen wesentliche Rollen.

Es wird deutlich, dass zum einen Klassifikationen auf nationaler und internationaler Ebene nicht zu differenziert sein dürfen, um einen angemessenen Rahmen zu bilden, und dass zum anderen die Kompatibilität regionaler Klassifikationen einen geeigneten übergeordneten Rahmen voraussetzt. Die Relevanz von bestimmten Biotopausprägungen für die Klassifikation kann besser beurteilt werden, wenn regional erhobene Daten und übergeordnete Kategorien verglichen werden.

Auf der Grundlage dieser Analysen wurde eine erweiterte Definition des Biotopbegriffs entwickelt, welche die Basis für ein einheitliches Biotoptypenkonzept des Naturschutzes bilden kann:

- Ein Biotop ist ein Landschaftsausschnitt mit spezifischen, weitgehend homogenen Eigenschaften als Lebensraum einer Biozönose, der aufgrund kartierbarer Merkmale von seiner Umgebung abgegrenzt werden kann und eine bestimmte Mindestgröße aufweist.
- Er umfasst alle Schichten der Biosphäre: die bodennahe Luftschicht, den Boden und das pflanzenverfügbare Grundwasser; bei Gewässern den Wasserkörper und den Gewässergrund. Teile der Biozönose sind eingeschlossen, soweit sie die Struktur und die Standortmerkmale mit bestimmen (insbesondere die Vegetation, aber auch zoogene Strukturen).
- Der Biotop ist die räumliche Komponente des zugehörigen Ökosystems im Hinblick auf naturschutzfachliche Kartierungen und Bewertungen.
- Ein Biotoptyp ist eine Klasse, in der solche Biotope zusammenfasst sind, die hinsichtlich wesentlicher Eigenschaften übereinstimmen. Er ist eine ganzheitliche Kategorie, die Merkmale von Standort-, Struktur-, Nutzungs-, Vegetations- und Zootypen integriert.
- Der Biotoptyp hat auch eine zeitliche Dimension. Er ist am aktuellen Zustand von Standort und Biozönose ausgerichtet und berücksichtigt zugleich

die zeitliche Varianz der Merkmale. Für seine Bewertung und damit auch für die Klassifikation sind ferner seine Entstehung (historischer Aspekt) und sein Potenzial für künftige Entwicklungen relevant.

Für die Klassifikation und Typisierung von Biotopen lassen sich folgende Grundsätze formulieren – im Sinne von Vorschlägen für die Entwicklung bzw. Verbesserung von Standards im Naturschutz:

Klassifikationen von Biotoptypen sollen hierarchisch aufgebaut sein, um ein übersichtliches System von Einheiten unterschiedlichen Differenzierungsgrads zu schaffen. Sie müssen die Komplexität der Realität reduzieren, aber ausreichend differenziert sein, um die Vielfalt und Eigenart der Lebensräume adäquat abzubilden. Die fachliche Herausforderung liegt darin, das richtige Maß an Abstraktion zu finden. Die Zahl der Hierarchiestufen ist dabei auf das für den Anwendungszweck notwendige Maß zu begrenzen.

Für eindeutige Zuordnungen ist ein monohierarchisches Grundgerüst von Biotoptypen und Obergruppen erforderlich. Die Kombination mit einer additiven Klassifikation gesondert typisierter Kategorien (z. B. spezieller Standort- oder Nutzungstypen) als Zusatzmerkmale ermöglicht optional ein Maximum an Detaillierung, ohne dass das Grundgerüst der Klassifikation unübersichtlich wird. Dieses Konzept der Klassifikation wird als Baukastenprinzip oder Modularität bezeichnet. Es erfordert klare Regeln, damit die Bedingung der eindeutigen Zuordnung gewährleistet ist.

Für die Entwicklung vollständiger und eindeutiger Klassifikationen werden verschiedene Methoden vorgestellt, insbesondere dichotome Bestimmungsschlüssel, Dendrogramme, Ökogramme und standortbezogene Schemata des Biotopotenzials.

Im Hinblick auf die Ziele und Möglichkeiten von Biotopkartierungen sind folgende Grundsätze zu beachten:

- Biotope, die sich aus Sicht von Naturschutz und Landschaftsplanung hinsichtlich bewertungsrelevanter Eigenschaften erheblich unterscheiden, sind gesonderten Typen zuzuweisen. Typusbezogene Bewertungen setzen voraus, dass die Biotoptypen hinsichtlich der dafür wesentlichen Kriterien (v. a. Naturnähe, Empfindlichkeit, Regenerationsfähigkeit, Gefährdung) in sich möglichst homogen sind.
- Biotoptypen sollten eine eindeutige Relation zu einschlägigen Kategorien des Naturschutzrechts einschließlich europäischer Richtlinien haben. Dies ist allerdings bis jetzt schwer umzusetzen, weil diese Vorgaben den Anforderungen an eine sachgerechte Klassifikation von Biotoptypen nicht gerecht werden.
- Biotoptypen müssen mit den bei Biotopkartierungen üblichen Erfassungsmethoden möglichst zweifelsfrei erkenn- und abgrenzbar sein. Dazu sind auch Aspekte der Fernerkundung, die Kartierungsmaßstäbe und mögliche Fehlerquellen zu beachten.
- Der Praxisbezug erfordert auch die Kommunizierbarkeit des Biotoptypenkonzeptes und entsprechender Daten gegenüber Laien und Vertretern anderer Fachbereiche. Daher ist allgemeinverständlichen Begriffen so weit wie möglich der Vorzug zu geben.

Für die systematische Typisierung wurde ein Schema entwickelt, das die wichtigsten Merkmale der Standorte, Raumstrukturen und Nutzungen enthält. Es dient

der deduktiven Bildung von Biotoptypen und der Überprüfung von Biotoptypen, ob sie ausreichend homogen und differenziert sind. Typisierungskriterien sind, je nach Art des Lebensraums mit unterschiedlicher Relevanz: Wasserhaushalt, Stoffhaushalt (Nährstoffe, Basen, Salz u. a.), Klima/Höhenstufe, Substrat, Geländegestalt (Relief, sonstige abiotische Raumstrukturen), Vegetationsstrukturen oder in Einzelfällen zoogene Strukturen (oft in Verbindung mit dominanten Arten), Nutzung. Zusatzkriterien können auch der Grad des menschlichen Einflusses (Naturnähe/Hemero-bie) und Größenmerkmale sein.

Jeder Biotoptyp benötigt eine möglichst eindeutige Bezeichnung und eine Kennziffer, die als Gliederungsnummer seine Stellung im hierarchischen System der Klassifikation anzeigt. Zusätzlich sind für die praktische Arbeit einprägsame Buchstabencodes mit sinnfälligen Zeichenkombinationen zweckmäßig.

Essenzieller Bestandteil der Typisierung sind Definitionen jedes Biotoptyps. Diese müssen folgende Punkte beschreiben:

- die idealtypische Ausprägung,
- die minimal erforderliche Ausstattung (Mindestqualitäten und ggf. auch Mindestgrößen) und
- die maßgeblichen Unterschiede zu ähnlichen Typen. Typbezeichnung und -definition müssen inhaltlich kongruent sein.

Biotope bilden in der Realität grundsätzlich Komplexe mit vielfältigen Übergängen. Die Klassifikation muss daher eindeutige Regeln für die Bearbeitung von Biotopkomplexen und -übergängen vorgeben. Biotopkomplextypen sollten nur dann neben homogenen Biotoptypen in einer gemeinsamen Klassifikation enthalten sein, wenn ihre Aufteilung fachlich nicht zweckmäßig ist und wenn sich ihre Bestandteile nicht mit gesondert aufgeführten Biotoptypen überschneiden. Dies gilt vorrangig für den Siedlungsbereich.

Die Klassifikation von Biotopen kann nicht losgelöst von der Frage erstellt werden, wie die festgelegten Typen erfasst werden sollen. Biotopkartierungen erfordern die Erhebung und Dokumentation objektbezogener „Rohdaten“, um die Zuordnung der Biotoptypen zu belegen und weitergehende, objektbezogene Bewertungen zu ermöglichen. Der Umfang des Datenbedarfs hängt vom Zweck der Kartierung und von der Bedeutung der Biotoptypen ab. Zu erfassen sind je nach Biotoptyp Merkmale der Standorte (inkl. Art der Entstehung bzw. Alter), Strukturen, Biozönose (meist Vegetation), Nutzungen und Beeinträchtigungen.

Aufgrund des ganzheitlichen Charakters von Biotopen und der Tatsache, dass jeder Biotop ein individuelles Objekt ist, sollte die Erfassung standardisierter, statistisch auswertbarer Daten nach Möglichkeit um textliche Beschreibungen und Fotos ergänzt werden.

Ausgehend von diesen Grundsätzen werden die Kriterien für die Bildung von Typen und deren Obereinheiten diskutiert. Kriterien für die Gruppierung von Typen sind v.a.:

- Ähnlichkeit der Standorte und Biozönosen,
- Vergesellschaftung in bestimmten Biotopkomplexen,
- pragmatische Aspekte der Biotopkartierung.

Für Niedersachsen sind – orientiert an der EUNIS-Klassifikation – folgende Obergruppen von Biotoptypen sinnvoll:

- 1) Meeres- und Küstenbiotope
- 2) Binnengewässer
- 3) Wald- und gebüschfreie Moore/Sümpfe
- 4) Heiden, Grasland, Staudenfluren
- 5) Gebüsche und Gehölze im Offenland und Siedlungsbereich
- 6) Wälder
- 7) Gesteins- und Offenbodenbiotope
- 8) Äcker, landwirtschaftliche und gartenbauliche Kulturen
- 9) Biotope der Bauwerke, Biotopkomplexe der Siedlungs- und Infrastrukturbereiche

Für jede dieser Obergruppen werden die Kriterien und Merkmale für die Typenbildung festgelegt und in Typisierungsmatrizes zusammengestellt.

Auf der Basis der formulierten Grundsätze wurde die Klassifikation des „Kartierschlüssels für Biotoptypen

Niedersachsens“ mit dem Ziel einer methodischen Optimierung überarbeitet. Das Gliederungsprinzip besteht aus Obergruppen, Untergruppen erster und zweiter Ordnung, Haupttypen sowie Untertypen erster und (fakultativ) zweiter Ordnung. Zusätzlich werden Standort-, Nutzungs- und Strukturvarianten durch Zusatzmerkmale verschlüsselt. Für einige ausgewählte Standort(komplex)typen mit besonderer rechtlicher oder fachlicher Relevanz (z. B. Binnendünen) werden beispielhaft zusätzliche Überlagerungseinheiten klassifiziert. Die Klassifikation wird in einer Tabelle mit Gliederungsziffern, Buchstabencodes, Bezeichnungen der Biotoptypen und Obereinheiten sowie einigen kurzen Erläuterungen dargestellt.

**Schlagnworte:** Klassifikation, Typisierung, Biotoptyp, Biotopkartierung, Naturschutz, Landschaftsplanung, Niedersachsen



# Summary

## Classification and typification of biotopes for nature conservation and landscape planning

### A contribution to the development of standards for biotope mapping, pointed out by the example of Lower Saxony

The object of this paper is the biotope type as a category for mapping and evaluation of habitats resp. landscape parts for tasks of nature conservation and landscape planning. The target is the formulation of scientifically based and practice oriented principles for classification and typification of biotopes, creating a basis for the development resp. improvement of standards for biotope mapping.

The classification of objects (in this case: biotopes) means sorting them into groups according to specific common attributes, which are relevant for the aims of the classification. These groups form the classes which can be arranged in a hierarchical system.

Typification deals with finding out the essential features of the selected classes (specific qualities and combinations of attributes), giving names and/or codes to the fixed types and defining them by qualitative and/or quantitative criteria. In the philosophy of science typification represents the intensional aspect of classification, whereas the extensional aspect concerns the extent of the classes.

The classification of biotope types has to meet two requirements:

- **Completeness:** Every biotope occurring in the survey area resp. that is relevant for the task can be attributed to a type.
- **Clearness:** On each level of the hierarchy any given biotope can only be attributed to exactly one class.

This requires a method that combines deductive and inductive approaches, completing a basic matrix systematically designed from the general to the particular ("top down") by integrating concrete biotope data ("bottom up").

As no classification is equally appropriate for all possible tasks, it is necessary to determine its principal target. The term "biotope type" is therefore analysed in three steps:

1) The biotope type as a category of science; i. e. the clarification of the term biotope in the context of the bio-ecological, landscape ecological and phytosociological terminologies: It can be confirmed, that the biotope is – compared to the ecotope – the more appropriate category relating to nature conservation. Whereas the ecotope of the landscape ecology principally refers to the natural abiotic potential of sites, the biotope is particularly focussed on the existing biocenosis and therefore better applicable for questions of species and habitat protection.

The species composition of vegetation is – in contrast to plant communities – not a direct criterion for the classification of biotope types. It is relevant as far, as it shapes the structure of a biotope and modifies its abiotic features, as well as it acts as an indicator. The species composition serves as an indicator for the qualities of a biotope and has in this capacity to be considered in classification.

The biotope type is a holistic category consisting of

two resp. up to four components (depending on the kind of biotope and on the point of view), which influence or condition each other: abiotic habitat type and (spatial) structure type as obligatory, vegetation type and land use type as facultative components (which can also be regarded as partial aspects of the abiotic habitat and the structure). In marine habitats zoogenic structures resp. macrozoobenthos partly take over the function of vegetation. But also in terrestrial areas the functions of biotopes as habitats of animals (zootopes) are important for the biotope concept.

2) The biotope type as a category of evaluation and planning; analysis of those criteria and assessments, which are relevant for the classification of biotopes: Unlike its colloquial meaning as a valuable habitat the scientific term biotope is basically a neutral category. Nevertheless classification of biotopes is always connected with evaluation. Classification of biotopes means sorting them on a nominal scale. The fixing of biotope types is moreover based on normative decisions on the importance of specific qualities for the target of classification and therefore implicates an evaluation with a background of ordinal scales (e. g. degree of naturalness).

Biotope types can be evaluated on the level of (abstract) types and on the level of (concrete) objects. In this context the following criteria are of paramount importance: Degree of naturalness (or hemeroby), sensitivity to interventions in nature or to adverse effects (e.g. drainage or eutrophication), ability for regeneration (incl. ability for restoration) and degree of endangerment (incl. rarity). These are also the most important components of more complex biotope values, which rank the importance of biotope types for nature conservation on an ordinal scale and are used for the assessment of projects. For this reason, biotope types are to be defined as narrowly that they don't cover a broad spectrum of biotopes with strongly different significance for conservation.

A further criterion of major relevance is "conservation status", though it is mainly evaluated on the object level. But the more qualitatively heterogenic a certain biotope type can be, dependent on anthropogenic influences; the more significant differences of quality – mostly correlated with different degrees of naturalness – should lead to a subdivision in separate types. This applies for instance to more or less degraded bogs and more or less modified river courses.

Additional criteria for classification are representativity, significance for cultural history and development potential.

In landscape planning biotope types are mainly used for working on the conservation objects "species and biotopes". But biotope mapping also yields important data for the conservation objects "landscape image", "soil and water" and "climate and air", mainly if abiotic and structural features are appropriately considered in the classification.

3) The biotope type as a category for mapping: Two principles of biotope mapping can generally be distinguished: selective mapping of biotopes with special value for nature conservation and area-wide surveys of all biotopes, covering the whole area.

Methods and tasks of biotope mapping are presented by the example of Lower Saxony – starting with a summary of the historical development in order to comprehend the present state:

A pre-stage of biotope mapping were selective registrations of landscape elements or larger sites with special significance for conservation incl. existing nature reserves, combined with roughly categorized lists or textual descriptions. Since 1977 standardised mapping categories were introduced, which initially only partly met the criteria of biotope types. In Lower Saxony two countrywide selective mappings of biotopes have been carried out: from 1977 to 1982 and from 1984 to 2004. These mapping projects were consequently named “registration of areas with importance for nature conservation”, because they integrated – besides biotope types – also criteria of species protection and geotope conservation and because in many cases they consisted of the delimitation of larger complex sites. The main target was the surveying of areas suitable for declaration as nature reserves. The existing nature reserves were mapped according to the same criteria.

Besides these countrywide selective surveys mapping was and is carried out on regional and local levels with total coverage to provide a data base for landscape planning, forest management planning in state forests, management plans of nature reserves and impact assessment.

An important impulse for the further development of biotope mapping resulted from the introduction of legislative biotope protection since 1990. This requires the complete and exact mapping of certain biotope types according to state-wide common criteria and was therefore the reason for the development of the “mapping key for biotope types in Lower Saxony”, which, since 1992, provides a standardised classification of biotope types for selective and area-wide biotope mappings in Lower Saxony.

Since 2001 the survey of the sites of Community importance (according habitats directive) is a major aspect of biotope mapping in Lower Saxony. Therefore it was necessary to integrate the classification of habitats directive Annex I, which required the revision of the mapping key and implied a further enhancement of the professional demands for biotope mapping.

The step by step development of this mapping key and the biotope mapping of Lower Saxony yield the methodical foundation and the database for this paper.

In the future the advancement of biotope mapping into a standardised method of monitoring, also providing a database for reporting obligations and data exchange on the European level, will be of increasing importance.

To identify the starting-point for the further development of standards for classification, typification and mapping of biotopes, a comparative analyse of existing classifications on European, national and regional levels was carried out. This implicated – among other things – a comparison of the classification of Germany (by the Federal Agency for Nature Conservation) and of the mapping key of Lower Saxony as well as analyses of the biotope classifications of CORINE biotopes, EUNIS and Annex I of the habitats directive, of Austria, Suisse and Belgium, of § 30 of the German

Federal Nature Conservation Act and of the mapping keys of several German federal states.

As a result, it became obvious, that the diverse classifications are based on heterogeneous criteria. Many categories don't meet the requirements of biotope types, but are types of abiotic habitats, land use, structure or vegetation resp. of biotope elements or biotope complexes. This is an essential reason for the insufficient compatibility of these classifications. The clarification of the methodical causes of these deviations is an important precondition for developing classifications in the future, which are better suited for the necessary data exchange on national and international level.

To be applicable for data collecting, biotope types must be conceived in such a way as to be operable in practice as categories for mapping and evaluation. In this context the degree of subdivision and the clarity of classification are crucial points.

It becomes clear that, on the one hand classifications on national and international levels should not be too complex to form an appropriate framework, and that on the other hand the compatibility of regional classifications requires such a superordinate framework. Comparing local data with superordinate categories aids in judging the significance of certain qualities of biotopes for classification.

Based on these analyses an advanced definition of the term biotope has been developed, which can be the foundation for a common concept of biotope types in nature conservation:

- A biotope is a part of landscape with specific, largely homogenous qualities as a habitat of a biocenosis, that can be demarcated from its environment by mappable attributes and which has a certain minimum size.
- It comprises all strata of the biosphere: the ground level stratum of air, the soil and the ground water, as far as it is available for plants; in water biotopes the water body (pelagial) and the bottom (benthical). Parts of the biocenosis (especially vegetation, but also zoogenic elements) are included, as far as they condition or influence structure und abiotic habitat features.
- The biotope is the spatial component of the related ecosystem with regard to mapping and evaluation for nature conservation.
- A biotope type is a class comprising biotopes that are equal in essential qualities. It is a holistic category, which integrates features of abiotic site conditions, structure, land use, vegetation and zootopes.
- The biotope type has also a temporal dimension. It is related to the actual state of the abiotic site conditions and of the biocenosis and considers also the temporal variation of the qualities. For evaluation and therefore also for classification its origin (historical aspect) and its potential for future developments are relevant too.

The following principles for classification and typification of biotopes can be formulated – in the sense of proposals for the development resp. improvement of standards in nature conservation:

Classifications of biotope types should be constructed hierarchically to create a clear system of categories with different degrees of detailing. They have to reduce the complexity of reality, but must be

sufficiently detailed to represent the variety and uniqueness of biotopes appropriately. The professional challenge is to find out the right degree of abstraction. The number of hierarchical levels should be limited to the extent required for the purpose.

For clear classifications a mono-hierarchical matrix of biotope types and its superior groups is necessary. The combination with an additive classification of separately typed categories (e.g. of special types of abiotic features or of land use) as additional attributes makes a maximum of optional details possible without the basic system of classification becoming unclear. This concept of classification can be denoted as modularity. It requires clear rules to guarantee the condition of an unequivocal attributing.

For the development of complete and unequivocal classifications different methods were presented, such as dichotomous keys, dendrograms, ecograms and schemata of biotope potential related to site factors.

Relating to the targets and possibilities of biotope mapping the following principles have to be observed:

- Biotopes which differ – from the view of nature conservation and landscape planning – considerably in qualities relevant for evaluation should be assigned to different types. Evaluations on the type level require, that the biotope types are as homogenous as possible concerning the relevant criteria (in particular the degrees of naturalness, sensitivity, regeneration capacity and endangerment).
- Biotope types should have an unambiguous relation to the relevant categories of the nature conservation acts incl. European directives. This has indeed been difficult to handle until now, because the specifications do not meet the criteria of an appropriate biotope type classification.
- It should be possible to recognize and delineate biotope types – as far as possible without doubt – by means of the usual mapping methods. Therefore aspects of remote sensing, scales of maps and possible sources of error have to be considered.
- The aspect of practicability also requires that the biotope type concept and the biotope data are communicable to laymen and representatives of other professions. Therefore the applied terms should as far as possible be commonly understandable.

For systematic typification a schema has been designed, that contains the most important attributes of abiotic site factors, structures and land use. It serves as the basis for the deductive formation of biotope types as well as for checking whether existing biotope types are sufficiently homogeneous and detailed. Criteria for typification are, with different relevance depending on the kind of habitat: water supply, nutrient regime, proportion of bases, salt or other substances, climate/altitude, substratum, abiotic spatial structures, vegetation structures or – in some cases – zoogenic structures (often connected with dominant species), land use. Additional criteria can be the degree of human influence (naturalness/hemeroby) and attributes of size.

Each biotope type needs an unequivocal name and an index number, which indicates its place in the hierarchical system of classification. In practice, additional codes of obvious letter combinations are useful.

Essential parts of typification are the definitions of every biotope type. These must describe the following points:

- the ideal qualities,
- the minimum qualities and – if required – also minimum sizes and
- the essential differences to similar types.

Name and definition of a type must be congruent.

Biotopes in reality always form complexes including various transitions. The classification must therefore prescribe clear rules for the handling of biotope complexes and transitions. Types of biotope complexes should only on that condition be part of a common classification with homogenous biotope types, that their partition is not practical and that their components do not overlap with separately listed biotope types. This mainly concerns urban areas.

Classifications of biotopes cannot be designed independently of the question, how the fixed types should be registered. Biotope mappings require the collection and documentation of object related basic data, which confirm the determination of biotope types and make possible further object related evaluations. The extent of data requirement depends on the purpose of the mapping and on the importance of the biotope types. Data should be collected on abiotic site factors (incl. origin resp. age of the biotope), structures, biocoenosis (mostly vegetation), land use and adverse impacts.

Because of the holistic character of biotopes and because of the fact, that every biotope is an individual object, the collecting of standardised, statistically evaluable data should be supplemented by written descriptions and photos.

Based on these principles criteria for the fixing of types and their superior classes are discussed. Criteria for the grouping of types are especially:

- similarity of site factors and biocoenosis
- association in certain biotope complexes
- pragmatic aspects of mapping

Adjusted to EUNIS-classification the following superior classes are purposeful in Lower Saxony:

- 1) Marine and coastal biotopes
- 2) Inland waters
- 3) Wood- and scrubless bogs, fens, swamps
- 4) Heathland, grassland, herb stands
- 5) Scrub and woods in open or built-up areas
- 6) Forests
- 7) Biotopes of rocks and open soil
- 8) Arable land, agricultural and horticultural areas
- 9) Biotopes of buildings, Biotope complexes of built-up and infrastructure areas

For each of these classes the criteria and attributes for the fixing of types were laid down and compiled in schemes of typification.

Based on the formulated principles the classification of the "mapping key for biotope types of Lower Saxony" has been reviewed with the aim of a methodical optimization. The principle of this classification consists of superior groups, subgroups of first and second order, main types and subtypes of first and (optional) second order. Furthermore variants of abiotic site factors, land use and structure types are coded as additional attributes. For some selected types of (complex)

abiotic site factors with special legal or technical significance additional overlying types have been classified (e.g. inland dunes). This classification is presented in a schema with index numbers, letter codes, names of types and some short explanations.

**Key words:** classification, typification, biotope type, biotope mapping, nature conservation, landscape planning, Lower Saxony

# 1 Einleitung und Aufgabenstellung

## 1.1 Stand der Biotopkartierung in Deutschland

Die Biotopkartierung hat sich in den letzten 30 Jahren zur wichtigsten flächenbezogenen Erfassungsmethode, Bewertungs- und Planungsgrundlage von Naturschutz und Landschaftsplanung entwickelt. Spätestens seit Einführung des gesetzlichen Biotopschutzes gemäß § 20c BNatSchG (heute § 30) und dessen Umsetzung auf Landesebene (in Niedersachsen § 28a NNatG, ab 1990) ist die Biotopkartierung auch ein Instrument des unmittelbaren Gesetzesvollzugs. Ob ein bestimmter Biotoptyp vorkommt oder nicht, hat unmittelbare Auswirkungen auf die Nutzbarkeit von Privatgrundstücken oder die Verfügbarkeit von Flächen für Bauvorhaben. In der Folge kann die Beurteilung von Biotopen auch Gegenstand rechtlicher Auseinandersetzungen sein. Seit 1994 hat die Biotopkartierung über die Vorgaben der FFH-Richtlinie weiter an fachlicher und auch politischer Relevanz gewonnen. Wird ein prioritärer Lebensraumtyp von Anhang I dieser Richtlinie festgestellt, kann dies erhebliche Folgen für Vorhaben der öffentlichen Hand oder von Unternehmen haben. Aus diesen Gründen sind einerseits die fachlichen Anforderungen an Biotopkartierungen gegenüber den Anfängen in den 1970er Jahren stark gestiegen, andererseits die Arbeitsbedingungen schwieriger geworden.

Die Biotopkartierung gilt inzwischen als Standardmethode für flächenbezogene Bestandserfassungen in vielen Planungsbereichen (z. B. WIEGLEB et al. 2002). Selbst bei Detailkartierungen für Pflege- und Entwicklungspläne hat sie vielfach die klassische Vegetationskartierung (die ihre wichtigste methodische Wurzel ist) abgelöst.

Aufgaben und Anlässe für Biotopkartierungen sind insbesondere:

- Ermittlung von Bereichen mit besonderer Bedeutung für den Naturschutz (unabhängig von bestimmten Vorgaben und Planungen)
- Erfassung gesetzlich geschützter Biotope
- Aufstellung von Landschafts- und Landschaftsrahmenplänen (insbesondere für den Teilbeitrag „Arten- und Biotopschutz“)
- Beurteilung von Eingriffen (Eingriffsregelung gemäß § 14 ff. BNatSchG), Umweltverträglichkeitsstudien, Verträglichkeitsprüfungen gemäß Art. 6 Abs. 2 der FFH-Richtlinie
- Berücksichtigung von Naturschutzbelangen bei anderen Fachplanungen (z. B. Forsteinrichtung, Bodenbedeckungs- und Nutzungspläne von Truppenübungsplätzen)
- großräumige (v. a. landesweite) Schutzprogramme und -konzepte für bestimmte Lebensräume (in Niedersachsen z. B. Moorschutzprogramm, Fließgewässerschutzkonzept)
- Pflege- und Entwicklungspläne für bestimmte Gebiete (v. a. Naturschutzgebiete, Naturschutzgroßprojekte des Bundesamtes für Naturschutz, FFH-Gebiete)
- Umweltüberwachung (z. B. Monitoring der Lebensraumtypen gemäß Art. 11 der FFH-Richtlinie)

Diese umsetzungsbezogenen Anwendungszwecke sind Hintergrund der vorliegenden Arbeit. Soweit sie – wie z. B. in der Landschaftsplanung – inhaltlich breit angelegt sind, also verschiedene Schutzgüter bearbeiten, werden hier vorrangig die Teilaspekte betrachtet, die sich mit Fragen der Bewertung und des Schutzes von Lebensräumen und Lebensgemeinschaften befassen. Biotoptypen sind aber auch Träger von Merkmalen, die für weitere Schutzgüter relevant sind: Boden, Wasser, Klima/Luft, Landschaftsbild und Erholungseignung, Artenschutz, geowissenschaftliche Bedeutung. Auch für diese Zwecke können Biotopkartierungen ausgewertet werden, müssen aber in der Regel um die Erfassung zusätzlicher Daten ergänzt werden. Diese Aspekte werden in der vorliegenden Arbeit nicht vertieft behandelt.

Die wissenschaftlich-methodische Basis der Biotopkartierung ist verglichen mit ihrer großen praktischen Bedeutung vergleichsweise schwach entwickelt. Von Seiten der Wissenschaft wurde die Biotopkartierung bis in die Mitte der 1980er-Jahre vielfach eher kritisch und distanziert kommentiert. So kritisierte ERZ (1980) die falsche Verwendung des Begriffs Biotop und das Fehlen klarer Begriffsbildungen, beklagte das Fehlen normierter Bestandsaufnahmeverfahren und forderte die „Einrichtung eines (vermutlich: ständigen) Terminologieausschusses für den Bereich des Naturschutzes und seiner Grundlagendisziplinen“ (574-575). HÜLBUSCH (1983: 172) spricht gar von einer „epidemiologischen Ausbreitung“ der Biotopkartierung und ähnlicher Arbeitsformen. Auch wenn sich der Stellenwert der Biotopkartierung grundlegend geändert hat, so gilt das z. B. auch von ESER et al. (1992) beklagte Theoriedefizit im Naturschutz auch in diesem Zusammenhang weiterhin.

Die aktuellen Anleitungen zur Biotopkartierung wurden überwiegend empirisch von Praktikern aus Verwaltung und Planungsbüros entwickelt und sind stark von subjektiven Einschätzungen und politisch-administrativen Rahmenbedingungen geprägt. WIEGLEB et al. (2002: 302) weisen zutreffend darauf hin, dass diese Biotoptypenschlüssel auf verschiedenen Philosophien beruhen, „meist in Abhängigkeit vom fachlichen Hintergrund der federführenden Bearbeiter“. In Deutschland ging diese Entwicklung überwiegend von den Fachbehörden einzelner Bundesländer aus. Das Prinzip der selektiven landesweiten Biotopkartierung wurde zuerst in Bayern entwickelt. Der erste Kartierungsdurchgang lief dort in den Jahren 1974 bis 1976 (EDER 1989). Danach folgten Erfassungen in den anderen Bundesländern der damaligen BRD. Ab 1990 wurde die Biotopkartierung auch in den neuen Bundesländern auf dem Gebiet der ehemaligen DDR eingeführt. Die Zuständigkeit der Bundesländer für den Naturschutz bewirkte in Verbindung mit ihren spezifischen rechtlichen, verwaltungstechnischen und politischen Rahmenbedingungen, dass jedes Flächenbundesland seine eigene Klassifikation entwickelte. Die frühere Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie hatte seinerzeit keine bundesweiten Vorgaben erarbeitet, die Grundlage einer einheitlichen Klassifikation hätten sein können. Das nachfolgende Bundesamt für Naturschutz legte erst 1993

erstmalig einen vollständigen Biotoptypenkatalog für Deutschland vor (RIECKEN et al. 1993). Zu diesem Zeitpunkt waren die Kartierungen der Länder soweit fortgeschritten, dass eine Vereinheitlichung der Typologie bisher nicht gelang. Die FFH-Richtlinie gibt mit den Lebensraumtypen von Anh. I EU-weit anzuwendende Kategorien vor. Deren Typisierung ist aber so mangelhaft (s. 6.3.3), dass sie die Entwicklung einer einheitlichen Klassifikation eher behindert als befördert. Erschwerend kommt hinzu, dass auf europäischer Ebene zusätzlich die davon abweichende EUNIS-Klassifikation entwickelt wurde (s. 6.3.2).

So ergab sich, dass es heute in Deutschland zahlreiche verschiedene und nur eingeschränkt kompatible Kartierungsmethoden und Biotoptypisierungen gibt: pro Flächenbundesland mindestens eine Methode, teilweise außerdem verschiedene Ansätze für Offenland, Wald oder Siedlungsbereiche, für Luftbildinterpretation, für selektive oder flächendeckende Kartierungen. Hinzu kommen zwei Biotoptypenschlüssel des Bundes und verschiedene Biotoptypenlisten auf europäischer Ebene (s. Kap. 6). Die Heterogenität der Ansätze erschwert nicht nur den Datenaustausch zwischen Ländern und Bund sowie innerhalb Europas, sondern auch die Umsetzung von Richtlinien und Planungen. Dies wird besonders deutlich bei:

- länderübergreifenden Planungen (z. B. Biotopverbund),
- der Umsetzung der europäischen FFH-Richtlinie,
- der Erstellung von Roten Listen gefährdeter Biotoptypen.

Zur Verbesserung dieser ungünstigen Situation ist die Entwicklung allgemein anerkannter und angewandeter Standards für die Typisierung, Erfassung und Bewertung von Biotopen erforderlich (WIEGLEB et al. 2002), die das methodische Fundament einer zumindest bundesweit, möglichst aber auch auf europäischer Ebene gültigen Klassifikation von Biotoptypen bilden sollten.

## 1.2 Zielsetzung

Gegenstand der Arbeit ist der Biotoptyp als Kategorie zur Erfassung und Bewertung von Lebensräumen bzw. Landschaftsausschnitten im Rahmen von Naturschutz und Landschaftsplanung. Dieses Verständnis von Biotopen bzw. Biotoptypen sowie ihre für diese Anwendungen ausgerichtete Klassifikation wird im Folgenden als „Biotoptypenkonzept“ (des Naturschutzes) bezeichnet.

Das zugrundeliegende Leitbild wird aus den Anforderungen des deutschen und europäischen Naturschutzrechts abgeleitet. Ziel ist, dass das Biotoptypenkonzept die sich daraus ergebenden Aufgaben von Naturschutz und Landschaftsplanung optimal unterstützen kann. Gemäß § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG, Neufassung vom 29.07.2009) ist Ziel von Naturschutz und Landschaftspflege:

„(1) Natur und Landschaft sind auf Grund ihres eigenen Wertes und als Grundlage für Leben und Gesundheit des Menschen auch in Verantwortung für die künftigen Generationen im besiedelten und unbesiedelten Bereich [...] so zu schützen, dass

1. die biologische Vielfalt,

2. die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes einschließlich der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter sowie
3. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft

auf Dauer gesichert sind; der Schutz umfasst auch die Pflege, die Entwicklung und, soweit erforderlich, die Wiederherstellung von Natur und Landschaft. [...]

- (2) Zur dauerhaften Sicherung der biologischen Vielfalt sind entsprechend dem jeweiligen Gefährdungsgrad insbesondere
  - lebensfähige Populationen wildlebender Tiere und Pflanzen einschließlich ihrer Lebensstätten zu erhalten und der Austausch zwischen den Populationen sowie Wanderungen und Wiederbesiedelungen zu ermöglichen,
  - Gefährdungen von natürlich vorkommenden Ökosystemen, Biotopen und Arten entgegenzuwirken,
  - Lebensgemeinschaften und Biotope mit ihren strukturellen und geographischen Eigenheiten in einer repräsentativen Verteilung zu erhalten. [...]

Das Leitbild des Biotoptypenkonzepts ist dementsprechend eine Landschaft, in der diese Ziele erfüllt sind und in der insbesondere die biologische Vielfalt gemäß Absatz 2 dauerhaft gesichert ist. Die Klassifikation hat somit das Ziel, Biotoptypen festzulegen, die als Erfassungs-, Bewertungs-, Planungs- und Vollzeugsinheiten geeignet sind, die Landschaft in Richtung auf das Leitbild zu entwickeln bzw. vorhandene Zustände daran zu messen.

Aus den Absätzen 3 und 4 des § 1 BNatSchG sind insbesondere folgende Passagen für das Biotoptypenkonzept relevant:

- „die räumlich abgrenzbaren Teile seines Wirkungsgefüges [des Naturhaushalts, Verf.] im Hinblick auf die prägenden biologischen Funktionen, Stoff- und Energieflüsse sowie landschaftlichen Strukturen zu schützen“
- „wildlebende Tiere und Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften sowie ihre Biotope und Lebensstätten auch im Hinblick auf ihre jeweiligen Funktionen im Naturhaushalt zu erhalten“
- „Zur dauerhaften Sicherung der Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie des Erholungswertes von Natur und Landschaft [...] Naturlandschaften und historisch gewachsene Kulturlandschaften [...] vor Verunstaltung, Zersiedelung und sonstigen Beeinträchtigungen zu bewahren“

Biotope sind im Sinne dieser Vorgabe räumlich abgrenzbare Teile des Naturhaushalts sowie Lebensstätten wildlebender Tiere und Pflanzen. Ihre Klassifikation ist Voraussetzung, um sie räumlich abgrenzen und ihre spezifischen Funktionen beschreiben zu können. Eine wesentliche Aufgabe der Biotopklassifikation ist auch, die Begriffe „Naturlandschaft“ und „historische Kulturlandschaft“ operabel zu machen.

Konkretere Vorgaben für den Biotopschutz beinhalten u. a. folgende Paragraphen:

- § 5 Abs. 2: Erhaltung von zur Vernetzung von Biotopen erforderlichen Landschaftselementen
- § 6: Beobachtung von Natur und Landschaft, die u.a. den Zustand von Biotopen umfasst
- §§ 20, 21: Biotopverbund, Biotopvernetzung
- § 30: Gesetzlich geschützte Biotope

Die Erfassung, Bewertung, Erhaltung und Entwicklung von Biotopen beruht somit auf einem umfassenden gesetzlichen Auftrag, auch wenn dieser nicht in allen Naturschutzgesetzen der Bundesländer schon so umfassend verankert ist, wie im neuen BNatSchG. Der Biotop ist somit sowohl ein naturwissenschaftlicher

Fachterminus (s. Kap. 3) als auch ein Rechtsbegriff, der im BNatSchG (§ 7) so definiert wird: „Lebensraum einer Lebensgemeinschaft wildlebender Tiere und Pflanzen“.

Der Arbeit liegen – ausgehend von den Aussagen in Abschnitt 1.1 und dem gesetzlich fundierten Leitbild – folgende Hypothesen und daraus abgeleiteten Aufgaben zu Grunde:

- Der Biotop bzw. Biotoptyp ist innerhalb der biologischen und der landschaftsökologischen Terminologien die zutreffende Kategorie, wenn es um die Erfassung und Bewertung von Lebensräumen bzw. Landschaftsausschnitten im Kontext von Naturschutz und Landschaftsplanung geht. Seine Definition muss vor dem theoretischen Hintergrund des biologischen Biotopbegriffs und des landschaftsökologischen Ökotoptopkonzeptes sowie im Zusammenhang mit seiner praktischen Anwendung in der Biotopkartierung überprüft und präzisiert werden.
- Die Klassifikation von Biotoptypen ist zweckorientiert. Biotoptypen können daher nicht unabhängig von Fragen ihrer Bewertung klassifiziert werden. Sie sind nur dann als Bewertungsgegenstände geeignet, wenn sie hinsichtlich der maßgeblichen Bewertungskriterien homogen sind. Es ist daher zu klären, welche Bewertungsparameter bzw. -kriterien bei der Klassifikation zu beachten sind.
- Die auf europäischer, nationaler und Bundeslandebene vorliegenden Klassifikationen von Lebensräumen weisen methodische Mängel auf und sind nicht kompatibel. Ein wesentlicher Grund ist, dass sie auf heterogenen Biotoptypenkonzepten beruhen, was durch eine Untersuchung vorliegender Klassifikationen zu überprüfen ist.
- Die Festlegung und Einhaltung von Standards ist Bedingung dafür, dass das Biotoptypenkonzept den gegenwärtigen und künftigen Anforderungen an die Qualität von Naturschutzdaten und an die Umsetzung der rechtlichen Vorgaben gerecht werden kann.

In Anlehnung an BERNOTAT & MÜSSNER (in PLACHER et al. 2002) können in diesem Zusammenhang folgende Typen von Standards unterschieden werden:

- Begriffsstandards: Definition von Begriffen, hier insbesondere „Biotop“ und „Biotoptyp“
- Methodenstandards: hier v. a. Regeln für die Klassifikation, Typisierung, Kartierung und Bewertung von Biotopen

Ausgehend von den altgriechischen Wortursprüngen von „Bio-top-tyt“ ergeben sich bei der Entwicklung von Standards für ein einheitliches Biotoptypenkonzept drei Kernfragen:

- Bios (Leben): Welche Relevanz haben Organismen und ihre Lebensgemeinschaften in diesem Zusammenhang? Im Fokus stehen dabei die biowissenschaftlichen Grundlagen des Biotoptypenkonzeptes sowie die Beziehungen und Unterschiede zur Pflanzensoziologie.
- Topos (Ort): Welche Bedeutung hat der Ort bzw. die physische Dimension? Hierbei geht es einerseits um die funktionalen Aspekte des Standorts (der abiotischen Standortbedingungen), andererseits um den räumlich (topographisch) abgrenzbaren Ort. „Topos“ ist also doppeldeutig zu betrachten (funktional und räumlich). In diesem Zusammenhang sind die geowissenschaftlichen bzw. landschaftsökologischen Bezüge des Biotoptypenkonzeptes zu analysieren.
- Typos (Muster, Vorbild): Welche Kriterien sind für die Typenbildung relevant; d. h. welche Sachverhalte sollen Biotoptypen bzw. Klassifikationen von Biotopen abbilden, um als Kategorien bzw. Bezugseinheiten für Untersuchungen und Bewertungen von Naturschutz und Landschaftsplanung geeignet zu sein? Dabei stehen die Anforderungen und Möglichkeiten der Biotopkartierung im Mittelpunkt.

## 2 Methoden und Arbeitsschritte

### 2.1 Klassifikation und Typisierung

#### 2.1.1 Grundbegriffe der Klassifikation

Die Unterscheidung, Benennung und Ordnung von Objekten ist ein essenzieller Bestandteil der Auseinandersetzung des Menschen mit seiner Umwelt. „Die Aufstellung von ‚Typen‘ verschiedener Art gehört zum Denken des Menschen. Sie erlaubt das Herstellen von (zunächst gedanklichen) Verbindungen zwischen Formen, aber auch die Abgrenzung“ (WAGENITZ 2003: 337). So ist es auch Gegenstand jeder Wissenschaft, ihre Untersuchungsgegenstände nach zweckgerichteten Kriterien zu sortieren (vgl. DIERSCHKE 1994: 14, 202). Dieser Vorgang ist mit den Begriffen „Klassifikation“ und „Typisierung“ verbunden.

**Klassifikation** bedeutet die Anordnung von individuellen Objekten nach dem Grad ihrer Ähnlichkeit in Gruppen (SCHAEFER 2003). Diese Gruppen werden als Klassen bezeichnet. Nach der Definition im BROCKHAUS (2001/2002) ist eine **Klasse** eine Gruppe von Objekten mit gemeinsamen Merkmalen. Klassifikation bedeutet somit die „Einteilung von Dingen oder Begriffen nach gemeinsamen Merkmalen“ (ebd.). Ziel jeder Klassifikation ist, dass die Heterogenität innerhalb einer Klasse (hinsichtlich der maßgeblichen Merkmale) geringer ist als zwischen den Klassen. Außerdem sollte eine Klassifikation vollständig sein, d. h. alle zu untersuchenden Objekte sollten einer Klasse zuzuordnen sein.

Nach ZONEVELD (in KLIJN 1994) bedeutet Klassifikation im wissenschaftlichen Sinn das systematische Ordnen des Forschungsobjektes. Das beinhaltet, dass die Einheiten mit einem Namen oder Code versehen werden. Klassifikation bedeutet immer auch Abstraktion.

Nach KLIJN (1994) sollte eine Klassifikation vorrangig auf den Merkmalen gegründet werden, welche die Unterschiede der Klassen bzw. Typen verursachen, nicht auf denjenigen, die sie lediglich anzeigen. Er unterscheidet zwischen „*classification characteristics*“ und „*mapping (or diagnostic) characteristics*“. In der Praxis gibt es dabei allerdings viele Überschneidungen. Letztlich ist eine Klasse nur dann operabel, wenn sie Merkmale aufweist, die mit den zur Verfügung stehenden Methoden (z. B. Biotopkartierung) zuverlässig zu erfassen sind.

Hierzu zwei Beispiele: Die unterschiedliche Nährstoffversorgung ist die Ursache für die maßgeblichen Unterschiede zwischen einem eutrophen und einem oligotrophen See. Die Trophie ist also ein „*classification characteristic*“ im Sinne von KLIJN. Würde man die Seen dagegen nach ihren Pflanzengesellschaften klassifizieren, so würde man im Hinblick auf den Biotop oder das Ökosystem lediglich „*mapping (or diagnostic) characteristics*“ heranziehen. Dagegen wäre bei einem Buchenwald die Dominanz von *Fagus sylvatica* sowohl Ursache für wesentliche Unterschiede als auch diagnostisches Merkmal gegenüber einem lichterem Eichenwald auf demselben Standort. Allerdings wäre die primäre Ursache wahrscheinlich eine unterschiedliche forstliche Bewirtschaftung, die aber nur anhand der Baumarten typologisch zu fassen ist.

In eine ähnliche Richtung geht die Unterscheidung von SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1976) bei der Klassifikation von Böden:

- **genetisch:** nach ihrer Entstehung (also nach den Ursachen ihrer Eigenschaften)
- **effektiv:** nicht nach den Ursachen, sondern nach der Wirkung ihrer Eigenschaften (z. B. Nutzungseignung).

In diesem Zusammenhang wird häufig auch zwischen folgenden Systemen oder Klassifikationen unterschieden (vgl. z. B. SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1976 oder WAGENITZ 2003):

- **natürliches System:** nach dem Prinzip einer möglichst weitgehenden Übereinstimmung der Merkmale, vorrangig genetisch ausgerichtet (z. B. das biologische System der Arten)
- **künstliches System:** nach bestimmten, zielorientierten Merkmalen (z. B. Blütenfarbe, Fruchtbarkeit von Böden)

Tatsächlich sind aber auch „natürliche“ Systeme von Menschen erdacht und somit ebenfalls im weiteren Sinne „künstlich“ (vgl. z. B. JANISCH & WEINGARTEN 1999).

Grundsätzlich lassen sich zwei methodische Ansätze der Klassifikation unterscheiden (z. B. nach SCHAEFER 2003 und <http://de.wikipedia.org/wiki/Klassifikation>):

- **Divisive oder analytische Klassifikation (Einteilung, deduktive Methode):** Dabei wird die Gesamtheit in immer kleinere und homogenere Teile untergliedert (vom Allgemeinen zum Besonderen, „top-down“).
- **Agglomerative oder synthetische Klassifikation (Gruppierung, induktive Methode):** Dabei werden Elemente schrittweise zu immer heterogeneren Klassen zusammengefasst (vom Besonderen zum Allgemeinen, „bottom-up“).

Ein deduktiver Ansatz wäre z. B. die Beantwortung der Frage: Nach welchen Merkmalen lassen sich Buchenwälder weiter untergliedern? Ein induktives Vorgehen wäre, die Daten kartierter Buchenwälder auszuwerten, um die erfassten Bestände dann zu Typen zusammenzufassen.

Nach SIMONS (1992) muss eine erfolgreiche Klassifikation sowohl Einteilung als auch Gruppierung in wechselseitiger Abhängigkeit gebrauchen, ist also eine Kombination aus deduktivem und induktivem Vorgehen.

In der biologischen Systematik wird Klassifikation vielfach enger definiert, insbesondere auch in der Vegetationskunde: Nach DIERSCHKE (1994) ist die Klassifikation die Gruppierung und Einordnung von Typen in ein hierarchisches System, in der Regel nach dem Grad der Ähnlichkeit und/oder Verwandtschaft. Ziel ist eine möglichst übersichtliche Ordnung nach abgestufter Ähnlichkeit. Nach SCHAEFER (2003) bedeutet Klassifikation in der Ökologie die systematische Gliederung von Pflanzen- und Tiergemeinschaften oder Ökosystemen.

Mit der Klassifikation in der Biologie stehen folgende Begriffe im Zusammenhang:



- Systematik (nach HERMANN 1983 aus griech. *systema* = Zusammenstellung, Gebilde, Gesamtheit): „Die Wissenschaft, die die Erfassung der Mannigfaltigkeit der Lebewesen zum Ziel hat“ (WAGENITZ 2003: 322).
- Taxonomie (nach HERMANN 1983 aus gr. *taxis* = Ordnung, Anordnung und *nomos* = Gesetz): „Nach der ursprünglichen Definition die Theorie der Klassifikation, heute vielfach ganz oder weitgehend gleichbedeutend mit Systematik benutzt (WAGENITZ 2003: 324). In der Pflanzensoziologie wird in Analogie dazu der Begriff Syntaxonomie verwendet. Ein (Syn-)Taxon ist eine systematische (Vegetations-)Einheit beliebigen Ranges (ebd.: 321, 324).

In Anlehnung an SIMONS (1992) müssen bei der Klassifikation außerdem zwei verschiedene logische Aspekte unterschieden werden: Extension und Intension (vgl. auch: <http://de.wikipedia.org/wiki/Intension>).

- Der **extensionale Aspekt** bedeutet, dass Objekte in eine Klasse fallen. Die Extension bezeichnet die Ausdehnung bzw. den Umfang der Klasse.
- Der **intensionale Aspekt** betrifft die Eigenschaften der Klasse. Die Intension bedeutet also die Beschreibung ihrer Merkmale.

SIMONS (1992) bezeichnet die Einheit einer Taxonomie, die aus Intension und Extension besteht als Taxon (s.o.). Die Extension des Taxons nennt er Klasse, ihre Intension Kategorie.

Im Kontext der Klassifikation von Biotopen entspricht der Biotoptyp einem Taxon. Er hat somit einen extensionalen und einen intensionalen Aspekt. Er ist zugleich Klasse und Kategorie. Die Behandlung des intensionalen Aspektes soll als **Typisierung** bezeichnet werden.

### 2.1.2 Typen

Ein **Typ** (aus griech. *typos* und lat. *typus* = Gepräge, Gestalt, Muster, Vorbild; nach HERMANN 1983) ist die einer Gruppe von Dingen gemeinsame Grundform (BROCKHAUS 2001/2002). Bei der Typisierung wird demnach die gemeinsame Grundform aller Objekte bzw. Individuen einer Klasse bestimmt.

Begriffe mit dem Typ sinnverwandter Bedeutung sind (Definitionen nach HERMANN 1983):

- **Essenz:** das Wesen einer Sache (aus lat. *essentia*)
- **Modell:** Vorbild, Muster, Urform (abgeleitet aus lat. *modus* = Maß)
- **Idee:** Urform, Begriff (aus griech. *idea* = Aussehen, Erscheinung, Gestalt). „Ideal“ ist somit ein Objekt, das der Urform vollkommen entspricht.
- **Charakter:** Gepräge, Eigenart (Substantiv zu griech. *charassein* = einritzen, einprägen)

Man kann also formulieren: **Ein Typ(us) stellt ein Modell der Realität dar, das durch die essenziellen, idealen bzw. charakteristischen („typischen“) Merkmale der zugehörigen Objekte gekennzeichnet ist. Die Typisierung ist der Vorgang, dieses Modell aus einem Vergleich der Merkmale der zugehörigen Objekte abzuleiten und zu beschreiben.**

Der Typ ist ein „ideelles Konstrukt“ und keinesfalls etwas, das in der Natur selbst vorzufinden ist (JANISCH & WEINGARTEN 1999).

Demgegenüber ist ein nomenklatorischer Typus bzw. Holotypus in der biologischen (Syn-)Taxonomie das Individuum bzw. die Vegetationsaufnahme, das bzw. die Gegenstand der erstmaligen Beschreibung und Benennung war (z. B. WAGENITZ 2003). Das Prinzip der Erstbeschreibung wurde bei der Biotoptypisierung bisher nicht eingeführt und erscheint angesichts der Komplexität und Dynamik von Lebensräumen sowie der heterogenen Anwendungsbereiche auch nicht angemessen. Aus terminologischer Sicht ist es fragwürdig, ein Individuum mit einem Typus gleichzusetzen.

Nach v. GLAHN (1968: 5, 7) sind Vegetationstypen (und naturwissenschaftliche Typen allgemein) „anschauliche Integrate“ und „maximale korrelative Konzentrate empirischer Realitäten“; d. h. Typen vereinen die empirisch ermittelten Merkmale zu einem anschaulichen, zusammenfassenden Bild, in dem alle wichtigen Korrelationen konzentriert sind. Außerdem sind Typen systematische Kategorien, können also in hierarchische Systeme einsortiert werden.

In sinngemäßer Übertragung einer Formulierung von DIERSCHKE (1994: 175) zu Vegetationsbeständen lässt sich über Biotope sagen: Obwohl jeder Biotop ein Unikat ist, der keinem anderen Biotop völlig gleicht, „gibt es doch kein unentwirrbares Durcheinander. Vielmehr erkennt schon der Laie bestimmte, häufig wiederkehrende“ Merkmale wie bestimmte „Artenverbindungen, die meist physiognomisch abgrenzbar sind, z. B. Wiesen, Magerrasen [...] und Wälder.“ Diese Merkmale sind Gegenstand der Typisierung.

Bezogen auf Biotope und andere ökologische oder geographische Raumeinheiten ist ein Typ somit eine Kategorie mit einer charakteristischen Kombination von Merkmalen, die in ähnlicher oder nahezu identischer Ausprägung an verschiedenen Stellen vorkommt, nämlich immer dort, wo diese Merkmalskombination verwirklicht ist. Der definierte Typ ist das Vorbild (Ideal, Modell), mit dem im Gelände vorgefundene Biotope zu vergleichen sind.

Biotoptypisierung kann auch als räumliche und zeitliche Diskretisierung von raumzeitlich kontinuierlichen Geosystemen aufgefasst werden (vgl. BORK in BARSCH et al. 2000: 539 ff.). Sie dient der Definition räumlich abgrenzbarer Einheiten der Erdoberfläche, die zugleich einen bestimmten (vorherrschenden oder mittleren) Zustand einer Fläche im Verlauf zeitlicher Veränderungen (z. B. Fluktuationen) darstellt.

Die Definition eines Typs muss einerseits das „Ideal-typische“ beschreiben, andererseits aber auch die Abgrenzung der weniger typischen Ausprägungen zu anderen Typen festlegen (Bestimmung der Intension). Die Typisierung muss berücksichtigen, dass die meisten Objekte mehr oder weniger stark vom Ideal abweichen. Es bedarf daher auch der Festlegung von Mindestanforderungen, die ein Objekt erfüllen muss, um noch zu einem bestimmten Typ zu gehören. Auf diese Weise wird der Rahmen für den Umfang der dem Typ zugehörigen Klasse, also für ihre Extension festgelegt.

Ein Kernproblem jeder Typisierung ist dabei festzulegen, welche Ausprägungen spezifisch genug sind, um einen eigenen Typ zu bilden, und welche in die Variationsbreite eines weiter zu fassenden Typs fallen.

Bei der Typisierung sind die für die Unterscheidung wichtigen von unwichtigen Merkmalen zu trennen. Sie erfordert eine Reduzierung der bestehenden Komplexität durch Abstraktion; d. h. es müssen aus der

Vielzahl aller Merkmale die allgemeingültigen, regelmäßig vorhandenen von den unspezifischen, zufälligen oder seltenen Eigenschaften unterschieden werden. Dabei ist ein gewisses Maß an Subjektivität nicht zu vermeiden.

Eine Typisierung beinhaltet:

- Die Beschreibung der für den Typ maßgeblichen Eigenschaften (Definition).
- Die Benennung des Typs. Der Name ist im Prinzip nur ein Etikett und kann auch eine Nummer sein (z. B. Biotoptyp 23.01.04). Grundsätzlich sollte aber bei einer anwendungsorientierten und öffentlichkeitsrelevanten Disziplin wie dem Naturschutz auch die Nachvollziehbarkeit der Bezeichnungen ein Kriterium der Typisierung sein. Es ist daher anzustreben, dass die Bezeichnung eines Typs möglichst eindeutig erkennen lässt, um was es sich handelt (s. 7.1.5).

Ein Typ entspricht grundsätzlich einer Klasse. Während aber die Klasse nur die Gruppe als solche darstellt, verkörpert der Typ im Sinne der o. g. Definitionen das Wesen (die Essenz, das Ideal oder eben das Typische) dieser Klasse. Man kann Objekte nach statistischen Methoden auf der Grundlage von einzelnen Merkmalen oder von Korrelationen verschiedener Merkmale klassifizieren (z. B. alle Vegetationsbestände mit Vorkommen von Bäumen über 5 m Höhe). Damit weiß man aber noch nichts über das Wesen dieser Klasse. Dazu bedarf es der Typisierung, die die verschiedenen Merkmale nach bestimmten Kriterien (bezogen auf den Zweck der Klassifikation) gewichtet und die charakteristischen Eigenschaften der Klasse (z. B. Wald) herausarbeitet, um auf diese Weise einen Typ zu definieren.

Die Typisierung kann daher als ein spezifischer, intensionaler Teilaspekt der Klassifikation betrachtet werden. Bei engerer Auslegung bedeutet Klassifikation die Gruppierung der Objekte (Einteilung in Klassen, Extension) sowie ggf. die hierarchische Anordnung der Klassen, die Typisierung die inhaltliche Bestimmung der Klassen (Intension). Daher werden im Titel dieser Arbeit beide Begriffe nebeneinander gestellt. SCHAEFER (2003) bezeichnet eine Klassifikation, die Typen von Gemeinschaften oder Ökosystemen bildet, als **typologische Klassifikation**.

### 2.1.3 Schlussfolgerungen für die Arbeit

Auf der Grundlage dieser Ausführungen lässt sich festhalten: Die Klassifikation von Objekten bedeutet, dass sie nach bestimmten Gemeinsamkeiten, die für die Zielsetzung der Klassifikation relevant sind, Gruppen zugeordnet werden. Diese Gruppen bilden die Klassen. Bei der Typisierung werden die für die ermittelten Klassen wesentlichen Eigenschaften herausgearbeitet (z. B. bestimmte Kombinationen und Bandbreiten von Merkmalen), die auf diese Weise ermittelten Typen mit Namen und/oder Codes versehen sowie aufgrund qualitativer und/oder quantitativer Kriterien definiert. Die Klassifikation umfasst weiterhin auch die Einordnung der Typen in ein hierarchisches System.

Die Klassifikation hat den Zweck, die potenziell gegen unendlich tendierende Komplexität der Objekte soweit zu reduzieren, dass ein handhabbares System

entsteht. Dies geschieht dadurch, dass eine große Zahl von Objekten einer deutlich kleineren Zahl von Klassen zugeordnet wird. Die Typisierung soll erreichen, dass weitere Objekte möglichst eindeutig den festgelegten Klassen dieses Systems zugeordnet werden können. Klassifikationen dienen bestimmten Zielen. Keine Klassifikation ist gleichermaßen für alle Fragestellungen geeignet. So ist die botanische Taxonomie an der phylogenetischen Verwandtschaft der Pflanzen ausgerichtet. Ein Gärtner würde Pflanzen dagegen eher nach Blütenfarbe, Wuchshöhe oder Blütezeit klassifizieren.

Für das Thema dieser Arbeit folgt daraus: Die Klassifikation von Biotopen (als individuellen Objekten) beginnt mit ihrer Gruppierung aufgrund einer ähnlichen Ausprägung relevanter Merkmale. Typisierung bedeutet, die maßgeblichen Eigenschaften dieser Gruppen zu ermitteln und zu definieren. Auf diese Weise werden Biotoptypen gebildet, die mit einem (möglichst aussagekräftigen) Namen und/oder Code versehen werden. Anschließend oder parallel werden die Biotoptypen in ein hierarchisches System von Unter- und Oberkategorien eingeordnet.

Die Klassifikation der Biotoptypen erfolgt durch eine Kombination von deduktiven und induktiven Methoden. Eine deduktive Vorgehensweise ist notwendig, weil nur eine begrenzte Menge an Daten über die vorhandenen Biotope zur Verfügung steht. Sie ergibt sich auch dadurch, dass i. d. R. auf bereits vorliegenden Klassifikationen aufgebaut wird. Die Ergänzung um induktive, datengestützte Ansätze ist Voraussetzung dafür, dass die Klassifikation im Hinblick auf die Besonderheiten des Untersuchungsraums hinreichend differenziert ist.

Die Klassifikation der Biotope bildet die Grundlage für ihre Erfassung (Biotopkartierung). Dieser Anwendungszweck erfordert ein System, das zwei Bedingungen erfüllen muss:

- **Vollständigkeit:** Alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden bzw. alle für die jeweilige Untersuchung relevanten Biotope müssen einer Klasse bzw. einem Typ zuzuordnen sein.
- **Eindeutigkeit:** Jeder Biotop ist auf jeder Stufe der Hierarchie nur genau einer Klasse bzw. einem Typ zuzuordnen.

Für die Ausgestaltung der Klassifikation ist es unerlässlich, die Ziele der Biotopkartierung zu klären. Daraus ergibt sich, welche Kriterien bzw. Merkmale für die Klassifikation maßgeblich sind. Dabei ist zu unterscheiden zwischen Merkmalen, die Ursachen der Unterschiede von Biotoptypen sind und diagnostischen Merkmalen, die diese Unterschiede lediglich indizieren.

## 2.2 Datengrundlagen

Das kumulative methodische Fundament und die Datengrundlage für die vorliegende Abhandlung bilden insbesondere folgende frühere und noch laufende Arbeiten des Verfassers:

- Konzeption und fachliche Betreuung der Kartierungsarbeiten sowie eigene Feldarbeiten im Rahmen der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ (1982-2004, vgl. v. DRACHENFELS & MEY 1996)
- Auswertung des ersten Durchgangs der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS et al. 1984b)
- Entwicklung der Kartieranleitung für den zweiten Durchgang der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS & MEY 1985, 1990, 1991)
- Beispielhafte Auswertung des zweiten Durchgangs der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ für den Naturraum Harz (v. DRACHENFELS 1990)
- Entwicklung des „Kartierschlüssels für Biotoptypen in Niedersachsen“ für flächendeckende Biotopkartierungen sowie für die Erfassung der gesetzlich geschützten Biotope und der FFH-Lebensraumtypen (v. DRACHENFELS 1992, 1994, 2004)
- Erarbeitung einer Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen (v. DRACHENFELS 1996)
- Konzeption und fachliche Betreuung der Kartierungsarbeiten sowie eigene Feldarbeiten im Rahmen der Basiserfassungen niedersächsischer FFH-Gebiete (seit 2001, vgl. v. DRACHENFELS 2008)
- Mitwirkung an der Entwicklung bundesweiter Standards für das Monitoring von FFH-Lebensraumtypen (z. B. v. DRACHENFELS et al. 2005)

Diese Arbeiten erfolgten von 1982 bis 1984 freiberuflich, überwiegend im Rahmen von Aufträgen des Niedersächsischen Landesverwaltungsamts, und ab 1984 im Rahmen dienstlicher Aufgaben als Angestellter der niedersächsischen Fachbehörde für Naturschutz (vgl. § 57 NNatG). Diese war bis September 1992 ein Dezernat des Niedersächsischen Landesverwaltungsamtes und von Oktober 1992 bis Dezember 2004 eine Abteilung des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (NLÖ). Seit dem 01.01.2005 ist sie ein Geschäftsbereich des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).

Die vorliegende Abhandlung wurde ausschließlich außerhalb der Dienstzeit verfasst, wäre aber ohne die in den oben zitierten Veröffentlichungen dargestellten Arbeiten in dieser Form nicht möglich gewesen. Sofern bestimmte Feststellungen, Bewertungen, Definitionen und Empfehlungen nicht mit Literaturzitate<sup>1)</sup> belegt werden, basieren sie auf eigenen praktischen Erfahrungen sowie auf Erkenntnissen, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit gewonnen wurden.

<sup>1)</sup> Wörtliche Zitate wurden im Hinblick auf eine einheitliche Schreibweise in die aktuelle Rechtschreibung übertragen (z. B. „dass“ statt „daß“).

## 2.3 Arbeitsschritte

Die Bearbeitung der gestellten Aufgaben erfolgte in vier Schritten:

**1) Überprüfung des Biotopbegriffs** in seinem terminologischen Umfeld bio- und geoökologischer Bezeichnungen sowie Definitionen von Lebensräumen, Lebensgemeinschaften und Ökosystemen: Grundlage ist eine Auswertung von Fachliteratur aus den Bereichen der allgemeinen Bioökologie, der Landschaftsökologie (als Disziplin der Geographie), der Vegetationskunde und des Naturschutzes. Dieser interdisziplinäre Ansatz dient einer umfassenden Definition des Biotops, die sowohl wissenschaftlich fundiert als auch pragmatisch – d. h. ausgerichtet auf Erfassungseinheiten von Biotopkartierungen – ist. Die Begriffsklärung ist Voraussetzung für eine Klassifikation, die den Grundanforderungen an Vollständigkeit und Eindeutigkeit gerecht wird. Sie dient der Entwicklung von Begriffsstandards und ist die Basis für die Ableitung von Methodenstandards für die Typisierung, Erfassung und Bewertung von Biotopen.

**2) Ermittlung der Bewertungsparameter und -kriterien**, die für die Klassifikation von Biotoptypen bedeutsam sind. Basis dieses Arbeitsschritts sind frühere Arbeiten des Verf. (vgl. u. a. v. DRACHENFELS & MEY 1985, v. DRACHENFELS 1990, v. DRACHENFELS 1996 und BIERHALS et al. 2004), ergänzt um die Auswertung weiterer Fachliteratur von Naturschutz und Landschaftsplanung. Zu beantworten ist die Frage, wie Biotoptypisierungen und -klassifikationen beschaffen sein müssen, um möglichst gut als Basis für Bewertungsverfahren geeignet zu sein. Dabei muss zwischen typ- und objektbezogenen Bewertungen unterschieden werden.

**3) Darstellung der Methodik und Zielsetzung von Biotopkartierungen am Beispiel von Niedersachsen:** Für das Verständnis des gegenwärtigen Stands der Biotopkartierung und der Klassifikation von Biotoptypen ist ein kurzer Abriss der historischen Entwicklung erforderlich. Biotopkartierungen fanden und finden in einem sozio-ökonomischen Umfeld statt, das maßgeblich von politischen und gesetzlichen Vorgaben in Verbindung mit engen finanziellen Rahmenbedingungen bestimmt ist. Das Biotoptypenkonzept des Naturschutzes ist nur vor diesem Hintergrund zu erklären und zielorientiert weiterzuentwickeln. Dieser Ausflug in das „wirkliche Leben“ bildet das notwendige Gegenstück zum theoretischen Aufriss in den beiden ersten Arbeitsschritten.

Aufbauend auf der Auswertung alter Unterlagen der Fachbehörde für Naturschutz und einigen Veröffentlichungen zur Geschichte des Naturschutzes (für den Zeitraum bis 1981) sowie den Erfahrungen des Verf. aus 26 Jahren Kartierungspraxis in Niedersachsen werden u. a. folgende Aspekte beleuchtet:

- Wie und warum wurde die Methodik im Verlauf dieser Zeit verändert?
- Wie ist die aktuelle Klassifikation der Biotoptypen entstanden? Worin liegen ihre Vor- und Nachteile?
- Welche Probleme traten früher und treten heute in der Kartierungspraxis sowie bei der Auswertung und Umsetzung der erhobenen Daten auf?

- Für welche Zwecke werden Biotopkartierungen eingesetzt und wie unterscheiden sich die Anforderungen im Hinblick auf Fragen der Biotopklassifikation?

**4) Analyse vorliegender Klassifikationen von Lebensräumen**, um Art und Ursachen methodischer Defizite des Biotoptypenkonzeptes aufzuklären. Auf der Grundlage des terminologisch-theoretischen und des methodisch-pragmatischen Fundaments, das in den ersten drei Arbeitsschritten gelegt wurde, wurden Biotoptypenschlüssel auf europäischer Ebene (insbesondere EUNIS und FFH-Anhang I), auf Staats- bzw. Bundesebene (Deutschland, einzelne Nachbarländer) sowie einiger deutscher Bundesländer analysiert. In Referenztabellen wurde die Kompatibilität ausgewählter Klassifikationen überprüft. Auf diese Weise wurden die verschiedenen Prinzipien der Klassifikation und Typisierung herausgearbeitet und kritisch bewertet. Von besonderem Interesse waren dabei die europäischen Ansätze, da für die Zukunft anzustreben ist, dass sich zumindest innerhalb der EU ein einheitliches und international anerkanntes Klassifikationskonzept durchsetzt. Für diese Analyse wurden folgende Kriterien herangezogen (s. Kap. 6):

- Typisierungskategorie: Nach den Parametern der Typisierung wird u. a. zwischen Standorttypen, Nutzungstypen, Strukturtypen, Vegetationstypen, Typen von Biotopelementen, Biotopkomplextypen und Biotoptypen im engeren Sinne unterschieden.
- Differenzierungsgrad im Hinblick auf typbezogene Bewertungen
- Eindeutigkeit der Typisierung
- Vollständigkeit der Klassifikation
- weitere pragmatischen Anforderungen an die Klassifikation (z. B. Begrenzung der Komplexität, Eignung für übliche Kartierungsmethoden)

**5) Schlussfolgerungen zur Entwicklung von Standards für die Klassifikation, Typisierung und Kartierung von Biotopen** im Hinblick auf die Anforderungen von Naturschutz und Landschaftsplanung. Ausgehend von den wissenschaftlich-theoretischen und den praxisbezogenen methodischen Anforderungen, die sich aus den ersten vier Arbeitsschritten ergeben, wurden zunächst Grundsätze (im Sinne von Empfehlungen für allgemeine Standards) entwickelt. Sie betreffen die Festlegung, die Benennung, die Codierung und die Definition von Biotoptypen. Zur Entwicklung vollständiger und eindeutiger Klassifikationen werden verschiedene Methoden vorgestellt (Ökogramme, Dendrogramme, Analysen des Biotoppotenzials u. a.).

Außerdem wurden auf der Basis der eigenen Kartierungserfahrungen Anforderungen an die Erhebung objektbezogener Biotopdaten formuliert, die einerseits für die Ansprache der Typen, andererseits für die Bewertung auf der Objektebene erforderlich sind.

Danach wurden konkrete Vorschläge für die Klassifikation entwickelt, beginnend bei der Festlegung von Obergruppen und weiter ausgeführt im Hinblick auf die Typenbildung innerhalb der Obergruppen.

**6) Anschließend** wurden die Schlussfolgerungen des fünften Arbeitsschritts am Beispiel der **Biotoptypen von Niedersachsen** beispielhaft umgesetzt. Dazu wurde die Klassifikation des „Kartierschlüssels für Biotoptypen in Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS 2004) überarbeitet. Niedersachsen eignet sich als Beispiel besonders gut, da es von der Nordseeküste bis zur hochmontanen Stufe im Harz eine große Bandbreite an Biotoptypen aufweist. Dieser Arbeitsschritt erfordert wegen der – wie angesprochen – notwendigen Kombination aus deduktiven und induktiven Verfahren ausreichende Daten bzw. Kenntnisse der tatsächlichen Verhältnisse, die dem Verf. aufgrund der eigenen Kartierungsarbeiten und aufgrund der Daten der Fachbehörde für Naturschutz für Niedersachsen zur Verfügung stehen (s. 2.2).

# 3 Biotoptypen als naturwissenschaftliche Kategorie – Grundlagen der Klassifikation und Typisierung von Biotopen

Vorbemerkung: Ökologie ist „die Wissenschaft von den Wechselbeziehungen zwischen den Organismen untereinander, zu ihrer Umwelt und deren Geoökofaktoren“. Sie kann im Kontext dieser Arbeit (unter anderem) in zwei Fachbereiche aufgeteilt werden: die Bioökologie, „die sich mit dem System Leben–Umwelt aus biologischer Sicht beschäftigt“ und die Geoökologie, „die sich aus geographisch-geowissenschaftlicher Sicht mit dem Landschaftshaushalt in seiner räumlichen Ausprägung“ befasst (LESER 1984: 352)<sup>2)</sup>. Beide Disziplinen liefern die naturwissenschaftlichen Grundlagen für die angewandte Ökologie in Naturschutz und Landschaftsplanung. Dabei ist der Bezug zur Bioökologie heute eindeutig enger, was aus der Schlüsselstellung des Artenschutzes im Naturschutz sowie aus der traditionell engen Beziehung zwischen Naturschutz und Vegetationskunde heraus zu erklären ist. Sowohl die Anforderungen der Landschaftsplanung hinsichtlich der Bearbeitung der Schutzgüter Boden, Wasser und Klima als auch die konsequente Anwendung des Biotopbegriffs erfordern aber die gleichrangige Einbeziehung landschaftsökologischer Aspekte. Es ist daher im Kontext der Biotopkartierung und -bewertung wichtig, die bio- und geoökologischen Begriffe gleichermaßen zu betrachten.

Zentraler Gegenstand dieser Arbeit ist der Biotop-typ. Daher wird die Analyse des Biotopbegriffs an den Anfang gestellt. Danach folgen weitere Begriffe aus Bio- und Geoökologie sowie Vegetationskunde, die zur Bezeichnung von räumlichen und funktionalen Einheiten verwendet werden.

## 3.1 Der Biotop in der bioökologischen Terminologie

### 3.1.1 Definitionen von Biotopen

Wissenschaftssprache erfordert die explizite Bestimmung der verwendeten Begriffe. Diese Anforderung wird gerade in den angewandten Naturwissenschaften oft nicht erfüllt; d. h. die Begriffe werden vielfach eher alltagssprachlich bzw. gewohnheitsmäßig verwendet. Aus wissenschaftstheoretischer Sicht ist es daher erforderlich, sich mit der Terminologie fachsprachlicher Wörter „methodisch-rekonstruierend“ zu befassen (JANISCH & WEINGARTEN 1999). In diesem Sinne ist auch der Biotopbegriff zu behandeln.

Nach seinem Wortursprung handelt es sich bei einem Biotop ganz allgemein um einen Ort, an dem Lebewesen vorkommen (nach HERMANN 1983 aus griech. *bios* = Leben und *topos* = Ort).

Umgangssprachlich wird unter einem Biotop in der Regel ein schutzwürdiger oder besonders geschützter Lebensraum verstanden. Dieser Bedeutungswandel

hat einen ähnlichen Hintergrund wie die Ambivalenz der Ökologie, die in der Öffentlichkeit heute vielfach eher als Heilslehre oder politische Ideologie und weniger als Naturwissenschaft verstanden wird (vgl. TREPL 1987). So wie „ökologisch“ mit „alternativ“, „grün“ oder gar „links“ gleich gesetzt wird (ebd.: 20), impliziert „Biotop“ je nach Sichtweise etwas ökologisch Wertvolles oder gar die Enteignung von privatem Grund und Boden (da die Einstufung als [gesetzlich geschützter] Biotop mit Nutzungseinschränkungen verbunden wird). Dazu hat zweifellos auch die selektive Biotopkartierung beigetragen (s. 5.1). Aber auch in fachlichen Veröffentlichungen wird immer wieder eine wertende Auslegung des Biotopbegriffs verwendet; so z. B. im Handbuch des europäischen „CORINE biotopes“-Projektes (s. 6.3.1). Dort wird der Biotop im Sinne dieses Projektes so definiert (sinngemäße Übersetzung aus dem Englischen): Landflächen oder Gewässer, die eine ökologische Einheit mit Bedeutung für den Naturschutz in der Europäischen Gemeinschaft bilden (COMMISSION [...] 1991b).

Dieser begrifflichen Einengung des Biotopbegriffs sollte kein weiterer Vorschub geleistet werden. Auch gegenüber Laien sollte immer wieder verdeutlicht werden, dass es sich um eine wertneutrale Bezeichnung für Lebensräume handelt.

In der Bioökologie wird üblicherweise folgende Definition verwendet:

**Biotop:** „Lebensstätte einer Biozönose von bestimmter Mindestgröße und einheitlicher, gegenüber seiner Umgebung abgrenzbarer Beschaffenheit (z. B. Hochmoor, Meeresstrand, Höhle, Teich, Buchenwald)“ (SCHAEFER 2003: 51).

In der naturschutzfachlichen Literatur finden sich geringfügig abweichende Formulierungen, z. B.:

- „Lebensraum einer spezifischen Lebensgemeinschaft [...], der im Regelfall durch eine bestimmte Mindestgröße und Abgrenzbarkeit von benachbarten Biotopen gekennzeichnet ist“ (WIEGLEB et al. 2002: 286).
- „Lebensraum einer Lebensgemeinschaft (Biozönose, i.S. einer regelmäßig wiederkehrenden Artengemeinschaft) von bestimmter Mindestgröße und einheitlicher (quasihomogener), gegen die Umgebung abgrenzbarer Beschaffenheit.“ (SSYMANK et al. 1993: 47, BLAB 1993: 11). Es handelt sich um einen typisierbaren und im Gelände ansprechbaren Raum-ausschnitt bzw. Landschaftsteil (BLAB, ebd.). Diese Definition wird auch im Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen aufgegriffen (v. DRACHENFELS 1994, 2004).

Der Biotopbegriff geht nach allgemeiner Auffassung auf DAHL (1908) zurück, der damit „Gewässer- und Geländearten“ als Lebensräume von Biozönosen bezeichnete (z. B. TREPL 1987). Später setzte sich in der Bioökologie eine engere Definition durch, in der der Biotop die **Gesamtheit der abiotischen Lebensbedingungen** an einem Ort darstellt (SUKOPP in ARL 1995).

Würde man den Biotop aber auf die abiotischen Standortbedingungen reduzieren (im Sinne des Physiotope der Landschaftsökologie, s. 3.2.3), so wäre er in

<sup>2)</sup> TREPL (1987: 202) mit Bezug auf LESER (1978, 1984): „Dass es neben der Bio- noch eine Geoökologie gebe, ist eine Meinung, von der man außerhalb der Geographie kaum etwas weiß.“ Wenn es im öffentlichen Sprachgebrauch eine Zweiteilung der Ökologie gibt, dann in eine „engere“ = naturwissenschaftliche und in eine „weitere“ = politische.

dieser Form ein rein theoretisches Konstrukt, da der Standort bei der Mehrzahl der Biotope wiederum von der Biozönose modifiziert wird. Bereits die in der zitierten Definition genannten Beispiele (z. B. Buchenwald) verdeutlichen, dass der Biotop in der Praxis nicht von der Biozönose – zumindest der Vegetation – getrennt werden kann. Außerdem würde ein auf die abiotischen Standortbedingungen reduzierter Biotopbegriff seiner ursprünglichen Zielsetzung, nämlich auch den Lebensraum der Tierwelt zu beschreiben, nur unvollständig gerecht werden. So weist SCHAEFER (2003) darauf hin, dass für die Betrachtung des Lebensraums von Tiergemeinschaften die Pflanzen häufig mit zum Biotop gerechnet werden. Aber auch der Standort von Pflanzen wird mehr oder weniger von der Biozönose mitgeprägt. So können die Standortverhältnisse am Wuchsort eines Waldmooses nicht nur mit Merkmalen wie Ausgangsgestein, Relief und Makroklima erklärt werden, sondern nur unter Einbeziehung der spezifischen Umweltbedingungen eines von Bäumen beschatteten Waldbodens, der wiederum unter dem Einfluss von Bodenorganismen entstanden ist. In diesem umfassenden Sinn eines von **abiotischen und biotischen Faktoren bestimmten Lebensraums** wird der Biotop auch in der Biotopkartierung verwendet: Der Biotop umfasst in der Praxis wesentliche Teile der Biozönose, insbesondere die Vegetation, da diese ein lebensraumprägendes Element ist (BLAB 1993, SSYMANK et al. 1993, v. DRACHENFELS 1994). Entsprechendes gilt auch für bestimmte Tiergemeinschaften (insbesondere im Meer) wie Korallenriffe oder Muschelbänke.

Die maßgeblichen Begriffe der zitierten Biotopdefinitionen bedürfen im Folgenden einer näheren Betrachtung.

### 3.1.2 Grundbegriffe der Biotopdefinition

#### 3.1.2.1 Lebensraum – Standorte und räumliche Strukturen

Die Lebensstätte bzw. der Lebensraum hat zwei Dimensionen: eine funktionale und eine topographische.

In topographischer Hinsicht ist der Lebensraum ein abgrenzbarer Bereich an einem bestimmten Ort (s. 3.1.2.5).

Funktional ist der Lebensraum durch die Summe aller abiotischen und biotischen Umweltfaktoren, den Standort, gekennzeichnet. Der **Standort** ist „die Gesamtheit der am Wohnort eines Organismus auf diesen einwirkenden Umweltfaktoren“ (SCHAEFER 2003: 325). Es handelt sich nach dieser Definition um einen autökologischen Begriff, der aber – besonders in der Vegetationskunde – auch synökologisch (im Sinne von Biotop) verwendet wird (ebd.). WAGENITZ (2003) gebraucht Standort aus botanischer Sicht als Synonym zu Habitat (s. 3.1.5) und definiert ihn als „die ökologischen Bedingungen am Wuchsort einer Pflanze“. Der Standort wird allerdings vielfach im Sinne der abiotischen, chemischen und physikalischen Standortbedingungen verstanden. Diese werden von Eigenschaften des Strahlungs-, Wasser- und Stoffhaushalts gekennzeichnet, die Böden bzw. Gewässer prägen. Der Standort beinhaltet auch visuell erfassbare Geländestrukturen (Relief).

Der Lebensraum im Sinne des erweiterten Biotopbegriffs umfasst aber auch die **biotischen Strukturen**, die den Lebensraum prägen. Auf identischem Bodentyp ist der Lebensraum Wald deutlich anders beschaffen als der Lebensraum Acker. Der Biotop ist also nicht nur Lebensraum einer Biozönose, sondern er wird auch mehr oder weniger stark von ihr beeinflusst bzw. sogar geformt.

Ein spezieller Standortfaktor sind die menschlichen **Nutzungen**. Einerseits modifizieren sie die natürlichen Standortvoraussetzungen (z. B. durch Düngung oder Entwässerung), andererseits beeinflussen bzw. bedingen sie die Vegetation und sonstigen Strukturen.

Insgesamt umfasst der Lebensraum also drei Aspekte: den durch chemische und physikalische Parameter definierten Standort, die räumliche (visuell erfassbare) Struktur und die menschlichen Nutzungen (s. 3.4.2 – 3.4.4).

#### 3.1.2.2 Biozönose

Nicht jeder beliebige Bereich ist ein Biotop, sondern nur dann, wenn er eine Lebensraumfunktion für eine Biozönose aufweist. Es stellt sich somit die Frage, ob es auch „Nicht-Biotope“ gibt. Dies gilt z. B. für die anderen Planeten unseres Sonnensystems, auf denen bisher kein Leben nachgewiesen wurde. Da aber nahezu alle Bereiche der Erdoberfläche einschließlich der Gewässer zumindest von Mikroorganismen besiedelt werden, kann dies auf unserem Planeten allenfalls (und oft nur zeitlich begrenzt) für sehr extreme Standorte gelten, z. B. zentrale Bereiche aktiver Vulkankrater oder lebensfeindliche Teile industrieller Anlagen. In der Praxis kann man im Wesentlichen von einem lückenlosen Mosaik aus Biotopen ausgehen.

Der Begriff „Biozönose“ wurde von MÖBIUS (1877, zit. von MARTIN 2002) im Zusammenhang mit Austernbänken der Nordsee eingeführt. Die Biozönose oder Lebensgemeinschaft ist die Gesamtheit der in einem Biotop regelmäßig zusammenlebenden Lebewesen, die untereinander und mit ihrer abiotischen Umwelt in Wechselbeziehungen stehen (ANL & DAF 1991, WAGENITZ 2003). Nach MARTIN (2002) ist die Biozönose weniger durch räumliche Grenzen, sondern vorwiegend durch die funktionalen Beziehungen zwischen den Arten gekennzeichnet. Es handelt sich um ein Gefüge von Arten, deren Populationen in Interaktion stehen, indem sie sich durch Nahrungsbeziehungen, Konkurrenz, Mutualismus oder Kombinationen davon beeinflussen. „Eine konkrete räumliche Abgrenzung von Biozönosen lässt sich in der Regel nicht vornehmen“ (MARTIN 2002: 292). In der Praxis wird deutlich, dass die Biozönose eine abstrakte Kategorie ist, die nur in funktionalen und/oder räumlichen Ausschnitten erfasst und untersucht werden kann (ebd.). Insofern können Definition und Abgrenzung eines Biotops nicht von einer theoretischen Biozönose, sondern nur durch bestimmte Ausschnitte davon bestimmt werden. Dabei stehen meist die Vegetation und wenige Tierartengruppen im Vordergrund.

Nach RIEDL (2000) ist es strittig, inwieweit es überhaupt eine Regelmäßigkeit bei Biozönosen gibt, die eine Kategorisierung und Typisierung von Biozönosen und im weiteren von Biotopen ermöglicht. Weil die Abgrenzung von Biozönosen ein Problem darstellt, werden Biotope bzw. Biotoptypen in der Pragmatik

der Biotop(typen)kartierung von den räumlich erkennbaren Unterschieden her verstanden. In diesem Sinne können Biotope nicht den Anspruch erfüllen, Lebensräume spezifischer Biozönosen zu sein. Pragmatisch ist dagegen, sie als Lebensräume mit einheitlichen Umweltbedingungen für Biozönosen zu betrachten, wobei die Vegetation (sofern vorhanden) und/oder einzelne Tierarten oder -gruppen Indikatoren einer (im Detail nicht bzw. nur unvollständig bekannten) Biozönose sind. Die meisten Arten besiedeln innerhalb des Biotops kleinere Biotopelemente. Für mobile Tierarten ist der Biotop dagegen nur ein Ausschnitt ihres Habitats, im Idealfall mit einer spezifischen Bedeutung für bestimmte Lebensphasen (z. B. Fortpflanzung).

In den Abschnitten 3.4.5 und 3.4.6 wird untersucht, welche Bedeutung Vegetation und Fauna für die Typisierung von Biotopen haben.

### 3.1.2.3 Mindestgröße

Die Frage der Mindestgröße hat einen ökologischen und einen pragmatischen Aspekt. Der ökologische Aspekt erfordert aus biologischer Sicht einen ausreichend großen Lebensraum für eine bestimmte Biozönose bzw. für ein Ökosystem mit der Fähigkeit der Selbstregulation (s.u.). Aus landschaftsökologischer Sicht muss ein eigener Standorttyp mit bestimmten Eigenschaften von Relief, Stoff- und Wasserhaushalt, Klima sowie Boden ausgeprägt sein (s. 3.2, 3.4.2).

Der pragmatische Aspekt ist anwendungsorientiert und orientiert sich einerseits an der menschlichen Wahrnehmung von Landschaft im Gelände, andererseits an den üblichen Maßstäben topographischer Kartengrundlagen im Bereich der Landschaftsplanung. Diese Maßstäbe liegen zwischen 1:5000 und 1:50.000. Die kleinste noch sinnvoll in einer Karte darstellbare Fläche beträgt etwa 2 mm x 2 mm. Damit liegen die kleinsten abgrenzbaren Flächen in der Bandbreite der genannten Maßstabsbereiche zwischen 100 m<sup>2</sup> und 1 ha in der Natur. Einen Sonderfall bilden insbesondere Quellen, die überwiegend nur wenige m<sup>2</sup> groß sind, dennoch aber als eigene Biotope aufzufassen sind.

Die maximale Größe von Biotopen ergibt sich aus der Bedingung der einheitlichen Beschaffenheit (s. u.), die nicht auf beliebig großen Flächen gegeben ist. Sie beträgt in terrestrischen Teilen Mitteleuropas selten mehr als einige km<sup>2</sup>.

### 3.1.2.4 Homogenität

Ein Biotop sollte homogen, d. h. im Wesentlichen durch einheitliche Standortbedingungen (vgl. 3.1.2.1) und (sofern vorhanden) eine einheitliche Vegetation (die ebenfalls den Lebensraum prägt) gekennzeichnet sein. Zu den Standortbedingungen zählen auch menschliche Nutzungen, so dass ein Biotop meist zugleich durch eine einheitliche Nutzungsform geprägt ist. Diese Homogenität bezieht sich auf die oben genannten Dimensionen von Biotopen (überwiegend einige m<sup>2</sup> bis wenige km<sup>2</sup>). Kleinstflächige Standortmosaik oder -abfolgen sind meist als Merkmale des jeweiligen Biotoptyps aufzufassen (z. B. Bulten und Schlenken in Hochmooren, Simse und Spalten von Felsen). So stellt auch SUCCOW (1988: 61) fest: „Ein regelhafter kleinflächiger, über ein größeres Areal sich wiederholender

Wechsel von Bult und Schlenke ist als ein Top anzusehen“. Ebenso sind sehr kleinflächige Sonderstandorte oder Vegetationsstrukturen keine eigenen Biotope, sondern können allgemein als „Biotopelemente“ (z. B. SSYMANK et al. 1993, BLAB 1993) bezeichnet werden (s. 3.1.2.7). Bezieht sich die Heterogenität der Standortverhältnisse dagegen auf größere, unterteilbare Flächen, so handelt es sich i. d. R. nicht mehr um Teile eines Biotops, sondern um einen Biotopkomplex (s. 3.1.2.7).

HAEUPLER (2002) betrachtet den Biotop (wie viele Autoren das Ökosystem, s. 3.1.4) als dimensionslose Kategorie: „Es gibt Biotope sowohl für Biome, Biogeozönosen, Phytozönosen, Populationen als auch für einzelne Organismen.“ Diese Auffassung entspricht nicht der Definition von einem homogenen Lebensraum mit einer Mindestgröße und ist daher – auch im Hinblick auf die Anforderungen der Biotopkartierung – nicht zu befürworten.

### 3.1.2.5 Abgrenzbarkeit

Ein Biotop(typ) muss sich anhand von messbaren bzw. erkennbaren Merkmalen von seiner Umgebung bzw. anderen Biotopen(typen) unterscheiden und somit kartographisch abgrenzen lassen. Die für die Abgrenzung herangezogenen Kriterien müssen für die Biozönose bzw. die Lebensraumqualität relevant und mit der jeweiligen Erfassungsmethode zu ermitteln sein (s. u.). Dabei gilt: „Alle geographischen Grenzen sind Grenzen im Kontinuum. Sie trennen nicht voneinander unabhängige Teile der Erdoberfläche, sondern sind Linien oder Säume des Gestaltwandels“ (NEEF 1967: 26).

Biotopgrenzen sind Bereiche, wo sich typisierungsrelevante Merkmale abrupt (bezogen auf den Kartierungsmaßstab), stufenweise bzw. mehr oder weniger kontinuierlich entlang eines Gradienten ändern. Je nach Ausprägung dieser Grenzen lassen sich zwei Extreme unterscheiden (vgl. DIERSCHKE 1994, KRATOWIL & SCHWABE 2001):

- 1) scharfe Grenzen (Diskontinua)
- 2) allmähliche Übergänge (Kontinua)

Bei mehr oder weniger allmählichen Übergängen wird die Grenze i. d. R. an der Stelle gezogen, wo der Gradient sein steilstes Gefälle aufweist – z. B. markiert durch deutlichere Abundanz- bzw. Dichteunterschiede bei Indikatorarten. Dann erfolgt die Abgrenzung in der Mitte dieses Gefällebereichs. Kann man Quantitäten eines Merkmals mit Isolinien darstellen (z. B. Isohypsen, Isohyeten), dann finden sich Grenzbereiche an den Stellen, wo die Linien gedrängt, d. h. in deutlich geringeren Abständen voneinander verlaufen als im vorherrschenden Teil des Betrachtungsraums.

Auch an Grenzen, die bei grober Betrachtung scharf erscheinen, finden sich schmale Bereiche mit besonderen Merkmalen (z. B. Waldmantel zwischen Wald und Acker, abweichende Ausprägung eines Weidgrünlands unter dem Zaun, nitrophiler Staudensaum am Fuß eines Felsen). In vielen Fällen haben somit die Grenzbereiche andere Eigenschaften als die beidseitig anschließenden Biotope. Sie können entweder intermediär sein oder hinsichtlich einzelner Parameter eigene Merkmale aufweisen. So sind z. B. der Fuß einer Mauer oder das Ufer eines Flusses infolge

einer Nährstoffakkumulation an der Grenzlinie oft nährstoffreicher als die angrenzenden Biotope. Ein Waldrand ist häufig deutlich artenreicher als der Wald selbst oder als beispielweise eine angrenzende Wiese und weist eigene Charakterarten auf.

Ob diese Grenzbereiche als eigene Biotope abzugrenzen sind, hängt vom Kartierungsmaßstab und von der Qualität dieser Säume ab. Wenn diese eine Mindestgröße sowie bewertungsrelevante Besonderheiten aufweisen (z. B. Habitats gefährdeter Arten), dann sollten sie gesondert typisiert und abgegrenzt werden. Typische „Grenzbiotope“ sind Waldsäume, Ufer, Ackerraine und Wegränder. Werden sie als gesonderte Biotope betrachtet, ergeben sich zwangsläufig zusätzliche Grenzen zu den Nachbarbiotopen. So können bei einem Waldrand je nach Genauigkeit einer Kartierung z. B. folgende Fälle unterschieden werden:

- eine Grenze: Wald/Offenland (zwei Biotoptypen)
- zwei Grenzen: Wald/Waldsaum/Offenland (drei Biotoptypen)
- drei Grenzen: Wald/Waldmantel/Waldsaum/Offenland (vier Biotoptypen)

Wirklich scharfe Grenzen gibt es in der Natur nur selten (z. B. an einer Steilküste mit senkrechtem Kliff). Aber auch sehr allmähliche Übergänge in Form gleichmäßiger, linearer Gradienten sind eher die Ausnahme. Vorherrschend sind diskontinuierliche oder abrupte Übergänge, die deutliche Anhaltspunkte für Abgrenzungen liefern. Solche intermediären (weder scharf begrenzten noch fließend in einander übergehenden) Situationen werden auch als **gestuftes Kontinuum** bezeichnet (DIERSCHKE 1974, zit. bei DIERSCHKE 1994). Durch die Kombination aus Standortgradienten sowie bestimmten Wuchsformen und Konkurrenzverhältnissen der Pflanzen ergeben sich meist eher stufenförmige Übergänge.

Übergangsbereiche mit besonderen Eigenschaften werden auch als **Ökotone** bezeichnet. Einige Autoren unterscheiden zwischen allmählichen Übergängen (Ökokline) und deutlichen Grenzbereichen (Ökotone); vgl. z. B. KRATOCHWIL & SCHWABE (2001), SCHAEFER (2003), BEIERKUHNLEIN (2007).

Biotopgrenzen sind in den meisten Fällen auf folgende Ursachen zurückzuführen:

- 1) natürliche Standortgrenzen: Diese können – bezogen auf die üblichen Kartierungsmaßstäbe – relativ scharf sein (Diskontinuum, z. B. Bach/Uferbereich, Felsen/Wald) oder auch durch allmähliche Übergänge gekennzeichnet sein (Kontinuum, z. B. Nassgrünland/Feuchtgrünland, montaner Buchenwald/hochmontaner Fichtenwald).
- 2) anthropogene Nutzungsgrenzen: Diese führen meist zu relativ scharfen, eindeutigen Grenzen (z. B. Grünland/Acker, Buchenwald/Fichtenforst).

Eine Kombination beider Formen sind anthropogene Standortgrenzen, die durch aktuelle oder frühere Nutzungen bedingt sind (z. B. durch Bodenabbau). Sowohl natürliche wie auch anthropogene Standortgrenzen sind häufig auch Nutzungsgrenzen.

Eine weiterer Grund für Biotopgrenzen können (halb-)natürliche dynamische Prozesse sein, die auf identischen, nicht oder extensiv genutzten Standorten (vorübergehend) zu unterschiedlichen Strukturen und damit Biotopen führen können, z. B. Verbuschung von

Teilflächen einer Brache oder Extensivweide, Zerstörung der Vegetation durch eine Lawine oder Waldbrand.

Neben der **räumlichen Unschärfe** von Grenzen ergeben sich zusätzliche Probleme durch eine **zeitliche Unschärfe**. Grenzen sind nicht immer (ganzjährig oder über mehrere Jahre) konstant, sondern können in gewissem Umfang fluktuieren. So kann sich in nassen Jahren der Bereich mit Nässezeigern in Richtung der trockeneren Standorte verschieben (und umgekehrt). Bei der Behandlung solcher Grenzen mit periodischen oder episodischen Fluktuationen muss festgelegt werden, wie sie zu behandeln sind. Dabei gibt es grundsätzlich vier Möglichkeiten:

- 1) Grenze beim Minimum des Schwankungsbereichs (z. B. niedrigster Wasserstand)
- 2) Grenze beim Maximum des Schwankungsbereichs (z. B. höchster Wasserstand)
- 3) Grenze im Bereich des langjährigen Mittels (z. B. Mittelwasserstand von Flüssen)
- 4) Der Schwankungsbereich ist ein gesonderter Biotoptyp (z. B. permanenter Gewässerteil / Wasserwechselzone / terrestrischer Bereich)

In der Regel sind mittlere Verhältnisse Kriterium für die Abgrenzung, was sich schon aus der Darstellung größerer Gewässer in topographischen Karten ergibt. Sehr selten oder nur kurzzeitig auftretende Extremverhältnisse können i. d. R. nicht Gegenstand der Abgrenzung sein, da sie die Biotope zu wenig prägen und auch nicht kartierbar sind (außer in den seltenen Jahren, in denen sie auftreten). Es ist trivial, dass eine Auenwiese als Grünland und nicht als Fluss kartiert wird. Allerdings ist es sinnvoll, das Merkmal der periodischen oder episodischen Überflutung gegenüber hochwasserfreiem Grünland bei der Typisierung zu berücksichtigen.

Bei der Kartierung der gesetzlich geschützten Biotope gilt in Niedersachsen die fachliche Vorgabe, dass die Grenze nicht in der Mitte des Gradienten, sondern an dem – vom Zentrum des betreffenden geschützten Biotops betrachtet – äußeren Rand zu ziehen ist, um die im Verlauf mehrerer Jahre mutmaßlich maximale Größe des geschützten Biotops zu berücksichtigen (vgl. v. DRACHENFELS 2004: 13).

Neben tatsächlichen Schwankungen von Biotopgrenzen gibt es auch jahreszeitliche Unterschiede der Erkennbarkeit von Grenzen, in Abhängigkeit von der Phänologie kennzeichnender Indikatorarten. Sie können z. B. bedingen, dass die Abgrenzung einer binsenreichen Nasswiese im Mai enger gezogen wird als im Juli, da die Binsen erst später maximal entfaltet sind.

Ein weiteres Merkmal von Grenzen ist ihre unterschiedliche **Durchlässigkeit** (vgl. z. B. STEINHARDT et al. 2005). Ökosysteme sind grundsätzlich offene Systeme, so dass über die Grenzen hinweg Transferprozesse, d. h. Stoff- und Energieflüsse bzw. Bewegungen von Organismen und ihrer Diasporen stattfinden. Je umfangreicher die Transferprozesse sind, umso unschärfer ist i. d. R. die Grenze. Der Grad der Durchlässigkeit hängt ab von:

- 1) den Eigenschaften der Parameter, deren Ausbreitungsfähigkeit untersucht wird (z. B. Tiere mit unterschiedlicher Vagilität)
- 2) den physischen Eigenschaften der Grenze (z. B. ein Straßenrand im Vergleich zu einem Wiesensaum)



Sowohl die Identifizierung als auch die Abgrenzung von Biotopen können grundsätzlich durch folgende Methoden erfolgen:

- Messungen: Ermittlung quantitativer Angaben zu Standortparametern (z. B. pH-Wert, Grundwasser-Flurabstand, Torfmächtigkeit) oder zur Biozönose (z. B. Artenzahlen, Deckungsgrade, Aktivitätsdichte).
- Erfassung qualitativer Indikatoren: Hierbei geht es v. a. um Indikatorarten, aus deren Präsenz oder Abwesenheit Aussagen über Biotopmerkmale abgeleitet werden können, die andernfalls und auch nur bedingt durch Messungen zu erheben wären (z. B. Vorkommen von Stickstoff- oder Nässezeigern<sup>3)</sup>.
- Sinnliche Wahrnehmungen: Dazu stehen den Kartierern grundsätzlich alle Sinne zur Verfügung, wobei visuelle Aspekte maßgeblich sind. Mit Nase, Gehör und sonstigen Empfindungen wahrnehmbare Reize wie Gerüche, Geräusche und Temperaturunterschiede können zwar im Einzelfall die Ansprache von Biotopen unterstützen (z. B. der Geruch eines Gewässers als ein Indiz für seine Wasserqualität), sind aber wegen ihres eher diffusen Charakters nicht zur Abgrenzung von Biotopen geeignet. Entscheidend ist ihre Physiognomie, also das visuell erkennbare Erscheinungsbild, das von räumlichen Strukturen und von Farben bestimmt wird. Da die Farben wiederum Eigenschaften von Strukturen (z. B. Blätter, Blüten, Wasserflächen, Steinen) sind, bilden Strukturen die entscheidenden Merkmale für sichtbare Grenzen von Biotopen. Dabei können Geländestrukturen (Relief), biotische Strukturen (v. a. der Vegetation) und anthropogene Strukturen (z. B. Bauwerke) unterschieden werden (s. 3.4.4).

Parameter, die Messungen bzw. spezielle Untersuchungen erfordern, sind im Rahmen üblicher Biotopkartierungen (s. Kapitel 5) überwiegend nicht oder nur mittelbar (z. B. wenn sie aus der Vegetation ablesbar sind) als Abgrenzungskriterien geeignet.

Die nach Standort-, Struktur- oder Vegetationsmerkmalen ermittelten Grenzen markieren für den faunistischen Teil der Biozönose vielfach nur Teilhabitate, nicht aber die Grenze des jeweiligen Gesamthabitats der zugehörigen Arten und Populationen.

Die kartographische Abgrenzbarkeit bedingt, dass Biotope im Sinne der Biotopkartierung trotz ihres dreidimensionalen Aufbaus nur als zweidimensionale Ausschnitte der **Erdoberfläche** handhabbar sind. Dies entspricht der Definition von Landschaftsausschnitten in der Landschaftsökologie (s. 3.2). Es ist daher nicht zweckmäßig, in der Vertikalen verschiedene Biotope zu unterscheiden (s. 3.1.2.7).

<sup>3)</sup> Sofern Grenzbereiche nicht nur visuell-subjektiv ermittelt, sondern objektiviert bestimmt werden sollen, kann die Präsenz von Indikatoren (z. B. Pflanzenarten) innerhalb verschiedener Teilflächen entlang eines Transektes mit Ähnlichkeitsindizes berechnet werden (z. B. Jaccard-Index: 1 = identisch, < 1 bis > 0 = zunehmende Unterschiede, 0 = völlig verschieden). Dies ist aber bei Biotopkartierungen nicht praktikabel.

### 3.1.2.6 Zeitliche Varianz und Dynamik

Bei der Frage der Grenzen von Biotopen wurde auf ihre zeitliche Unschärfe hingewiesen. Zeitliche Veränderungen sind zwar kein obligatorischer Bestandteil der Definition von Biotopen und Ökosystemen, aber dennoch systemimmanent (s. Abb. 1, S. 54). „Die abiotische Umwelt der Organismen und der Lebensgemeinschaften wird durch energetische und stoffliche Rahmenbedingungen sowie durch ihre Verfügbarkeit in der Zeit bestimmt. Die Betrachtung eines Lebensraumes muss daher neben dem rezent herrschenden Standortregime und seiner mittleren Ausprägung [...] auch zeitliche Aspekte wie die Saisonalität und das Störungsregime [...] mit einbeziehen“ (BEIERKUHNEIN 2007: 21).

In Anlehnung an die Kennzeichnung von Pflanzengemeinschaften bei GLAVAČ (1996, sowie dort zitierte Autoren), gilt für Biotope:  $B = f(S, V, M, I, Z)$

Der Biotop (B) ist eine Funktion der abiotischen Standortbedingungen (S), der Vegetation (V), der menschlichen und (anthropo-)zoogenen Einwirkungen (M), der intra- und interspezifischen Wechselwirkungen zwischen den Organismen (I) und der Zeit (Z), die für Entwicklungsprozesse zur Verfügung stand bzw. steht. Der Faktor Zeit ist somit von wesentlicher Bedeutung.

Bei Veränderungen von Biotopen im Verlaufe der Zeit (zeitliche Varianz) können (abgesehen von Störwirkungen von außen) drei Formen unterschieden werden (ebd.):

- Periodizität: kurzzeitige, sich gesetzmäßig wiederholende Veränderungen, z. B. jahreszeitliche Dynamik (Symphänologie)
- Fluktuation: unregelmäßige, i.d.R. reversible Veränderungen in kurzen Zeitabständen
- Sukzession: gerichtete Veränderung der Vegetation, Abfolge verschiedener Vegetationstypen

Bei der Sukzession i.w.S. werden verschiedene Varianten unterschieden (vgl. z. B. GLAVAČ 1996, DIERSCHKE 1994):

- Primäre progressive Sukzession: fortschreitende Entwicklung komplexerer Vegetationstypen (von einer niedrigeren zu einer höheren Organisationsform) bis hin zur Klimax, ausgehend von einer vegetationsfreien Rohbodenfläche. Die Klimax ist das Endstadium der spontanen progressiven Sukzession mit maximaler Organisationshöhe (einschließlich der mosaikartig verwobenen Selbsterhaltungs- und Selbsterneuerungsphasen).
- Sekundäre progressive Sukzession: Ausgangspunkt ist eine existierende Pflanzengemeinschaft mit ihrem Standort, beispielsweise infolge der Aufgabe der bisherigen Nutzung (z. B. Vegetationsentwicklung auf Ackerbrachen). Das Endstadium ist auch hier die Klimax.
- Zyklische Sukzession: Aufeinanderfolge der Entwicklungsphasen einer Klimaxgesellschaft (Initial-, Optimal- und Terminalphase).
- Retrogression, Regression, regressive Sukzession: Fortschreitende Erniedrigung der Organisationshöhe der Vegetation, meist durch anthropogene Einflüsse (z. B. Beweidung, Holzeinschlag).
- Gerichtete Strukturumbildung: allmählicher Umbau eines Vegetationstyps ohne wesentliche Veränderung der Organisationshöhe, z. B. infolge Entwässerung oder Düngung.

Das Verständnis dieser Prozesse in Zeit und Raum ist von erheblicher Bedeutung für die Typisierung und Kartierung von Biotopen. Sukzessionen führen zum Wechsel des Biotoptyps, während Fluktuationen sowie periodische Veränderungen meist innerhalb eines Typs stattfinden. Bei den Stadien zyklischer Sukzessionen ist im Einzelfall zu entscheiden, ob sie unterschiedliche Typen oder lediglich unterschiedliche Entwicklungsphasen eines Typs sind. Kriterien für die Entscheidung sind die Unterschiede der Phasen hinsichtlich Struktur, Artenzusammensetzung und Entwicklungsdauer sowie ihre Flächengröße. Verschiedene Altersstadien von Wäldern sind beispielsweise grundsätzlich Phasen eines Biotoptyps, größere Blößen aber eher nicht.

Schwierig ist besonders die Handhabung von Biotopen mit im Jahresverlauf bzw. in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf stark abweichenden Zuständen (Phänophasen, vgl. z. B. DIERSCHKE 1994). Dies gilt z. B. für Tümpel, die sich nach niederschlagsreichen Perioden (meist im Frühjahr) eindeutig als Gewässer ansprechen und abgrenzen lassen, sich aber zu anderen Zeiten als Seggenriede oder Flutrasen präsentieren (s. 7.4.2.5).

Ein wesentlicher Faktor zeitlicher Veränderungen von Biotopen ist ein bestimmtes Störungsregime, das natürlichen Ursprungs (z. B. Sturm, Hochwasser) oder anthropogen sein kann (z. B. Mahd). Da der in der Ökologie wertfrei verwendete Begriff „Störung“ in der deutschen Sprache eine negative Wertung beinhaltet (vgl. BEIERKUHNEIN 2007), sollte im Naturschutz besser allgemein von „Dynamik“ gesprochen werden. Störungen im Sinne von (anthropogenen) Beeinträchtigungen schutzwürdiger Biotope müssen von solchen Störungen unterschieden werden, die obligatorische Standortfaktoren bestimmter Biotoptypen sind (z. B. der Wechsel von Ebbe und Flut). Definiert man Störungen aber im engeren Sinne als Faktoren, die nicht zum normalen Haushalt eines Ökosystems gehören (SCHAEFER 2004), so sind sie keine für den jeweiligen Biotop typischen Standortfaktoren, sondern außergewöhnliche Ereignisse, die ihn (potenziell) verändern oder zerstören. Die Beweidung eines Magerrasens wäre demnach – im Unterschied z. B. zu einer Düngung – keine Störung (weil Teil seines Haushalts).

Es lässt sich festhalten, dass Biotope **vierdimensionale Raum-Zeit-Komplexe** sind:

- erste Dimension: Biotopqualität, bestimmt durch den geographischen Ort (*topos*) und dessen Eigenschaften (Standort)
- zweite Dimension: Flächenform und -größe, horizontale Struktur
- dritte Dimension: vertikale Struktur, Schichtung
- vierte Dimension: Veränderung in der Zeit (Fluktuation, Sukzession etc.)

### 3.1.2.7 Elemente und Komplexe von Biotopen

Biotope sind meist nur im Hinblick auf die üblichen Kartierungsmaßstäbe homogen. Im Detail setzen sie sich aus einer mehr oder weniger großen Zahl verschiedener Elemente zusammen.

**Biotopelemente** sind unselbstständige Habitate (s.u.) innerhalb eines Biotops (vgl. z. B. SSYMANK et al. 1993, BLAB 1993). Dabei werden nach TISCHLER (1949, zit. in KRATOCHWIL & SCHWABE 2001) folgende

Teilbezirke, Raumstrukturtypen bzw. Kompartimente unterschieden:

- **Stratotop (Stratum)** (aus lat. *stratus* = Decke, Teppich und griech. *topos* = Ort): horizontale Strukturen (Schichten) eines Biotops, z. B. Baum- und Krautschicht, Pelagial und Benthos von Gewässern (s.u.: vertikale Struktur).
- **Choriotop (Biochorion)** (nach griech.: *chorion* = Platz, Raum, Stelle und *topos* = Ort bzw. *bios* = Leben, NEHRING & ALBRECHT 2000): Trotz Einbindung in einen Biotop in begrenztem Umfang eigenständige, meist vertikale Raumstrukturen gewisser Größe, z. B. Einzelbäume, Baumstümpfe, Tierkadaver, Ameisenhaufen, Kiesbank in einem Bachbett.
- **Merotop** (aus griech. *meros* = Teil und *topos* = Ort, ebd.): Kleine Strukturelemente innerhalb eines Stratotop- oder Choriotops (z. B. Blätter, Blüten).

Nach WIEGLEB et al. (2002: 287) sind Biotopelemente „i.d.R. kleinräumig abgrenzbare, abiotische oder biotische Strukturelemente eines Biotopes. Sie stellen Teilelemente mit typischen Biotopqualitäten dar, können jedoch auch in verschiedenen Biotoptypen enthalten sein.“ Als Beispiele nennen sie u. a. Totholz, Offenbodenbereiche, Steilufer oder Kiesbänke. Hierbei ergeben sich Überschneidungen mit eigenständigen Biotoptypen zahlreicher Biotopschlüssel (vgl. z. B. v. DRACHENFELS 2004). Stratotope werden offenbar in diese Definition nicht einbezogen, weil auf sie das Kriterium der kleinräumigen Abgrenzbarkeit i.d.R. nicht zutrifft.

Ein Biotopelement kann auch als Strukturteil im Sinne von „Teilbezirk eines Ganzen“ oder „Ausschnitt aus der räumlichen Struktur in einem Lebensraum“ bezeichnet werden (SCHAEFER 2003: 334). Unter der Struktur eines Landschaftsausschnitts versteht man die räumliche Anordnung seiner Bestandteile in der horizontalen und vertikalen Dimension (vgl. WILMANN 1978 zur Struktur von Pflanzengesellschaften). Die Vegetationsstruktur wird durch die Wuchsformen bzw. Gestalttypen oder Lebensformen gemäß RAUNKIAER der Pflanzen bestimmt. Lebensformen sind z. B. Phanerophyten (Bäume, Sträucher) und Therophyten (einjährige Kräuter) (vgl. z. B. DIERSCHKE 1994).

Die **vertikale Struktur** wird auch als Schichtung (s. o., Stratotop) bezeichnet. Grundsätzlich weist jeder Biotop verschiedene Schichten auf: bodennahe Luftschicht - Vegetationsschicht - Boden - Ausgangsgestein. Diese Schichten können je nach Komplexität des Biotops weiter unterteilt werden (z. B. verschiedene Vegetationsschichten oder Bodenhorizonte). In der Landschaftsökologie werden demgemäß drei Stockwerke unterschieden: Atmosphärisches Stockwerk - Hauptstockwerk (Vegetation und Boden) - Untergrundstockwerk (Festgestein) (STEINHARDT et al. 2005). Zum Biotop können dabei die Vegetations- und Bodenschichten gerechnet werden, außerdem die bodennahe Luftschicht, die mit der Vegetation verzahnt ist (s. Tab. 1).

Am deutlichsten ist die vertikale Struktur bei Wäldern mit ihrer deutlichen Gliederung in Baum- und Krautschicht (sowie fakultativer weiterer Schichten wie Strauchschicht).

Eine besondere Problematik ergibt sich bei der vertikalen Struktur von Gewässern, deren verschiedene „Schichten“ von der Limnologie und von der Meeresbiologie als eigene Lebensräume typisiert werden (Pelagial, Benthos etc.). Da Kartierungen zweidimensional dargestellt werden, müssen aus diesem

Tab. 1: Schichtung von Biotopen bzw. Landschaftsausschnitten (aufbauend auf STEINHARDT et al. 2005 und SCHWOERBEL 1977)

<b>Atmosphärisches Stockwerk</b>	Höhere Luftschichten				<b>Biotop</b>	
	Bodennahe Luftschicht					
<b>Hauptstockwerk</b>	Schichten von Gewässern	Wasseroberfläche (mit Lebensgemeinschaften des Neuston und Pleuston)	Vegetations-schichten terrestrischer Biotope	Baumschicht		
		Wasserkörper (Pelagial), unterteilt in Epi- und Bathypelagial		Strauchschicht		
		Gewässergrund (Benthal), unterteilt in Litoral und Profundal		Krautschicht		
	Bodenschichten (inkl. Bodenwasser) (inkl. Wurzelschichten der Vegetation)			Mooschicht		
				Streuschicht		
				Humusauflage		
				Oberboden		
			Unterboden			
<b>Untergrundstockwerk</b>	Gesteinsschichten / tieferes Grundwasser (sind Teile von Biotopen, soweit sie noch von den Wurzeln der Pflanzen erreicht werden oder offen zu Tage treten)					

pragmatischen Grund alle Schichten eines Ausschnitts der Erdoberfläche zu einer Erfassungseinheit zusammengefasst werden. In einem Kartierschlüssel kann daher beispielsweise das Grundwasser nicht als eigener Typ vorgesehen werden (s. 3.1.2.5). Biotope bestehen i. d. R. aus verschiedenen Schichten (Stratotopen, s. o.), die spezifische Habitate darstellen, aber nicht als Biotope aufgefasst werden sollten. Somit sind z. B. das Pelagial von Gewässern oder das Grundwasser keine eigenständigen Biotope, sondern Straten eines dreidimensionalen Biotops. ELLENBERG (1973) bezeichnet die verschiedenen Schichten von Ozeanen als Topo-Partialsysteme.

Als Ausnahme können Höhlen gelten, die zwar keine Ausschnitte der Erdoberfläche, aber dennoch eigenständige Lebensräume sind, von denen zumindest der Eingangsbereich kartographisch darstellbar ist.

Die **horizontale Struktur** ergibt sich aus der ungleichmäßigen Verteilung von bestimmten (Pflanzen-)Arten sowie abiotischen und biotischen Strukturelementen (z. B. Altersstadien von Bäumen, unterschiedliche Tiefen eines Gewässers). Dabei kann es sich um Zonierungen entlang eines Gradienten oder um unregelmäßige Mosaiken handeln. Bei der Typisierung und Kartierung ist zu klären, ob diese horizontal abweichenden Verhältnisse verschiedene (selbstständige) Biotoptypen oder (unselbstständige) Bestandteile eines Typs sind. Wie für die Vegetation gilt auch für Biotope, dass es keine prinzipielle Grenze zwischen Biotopmosaiken und Biotopen mit Mosaikstruktur gibt (BARKMANN, zit. in DIERSCHKE 1994). Die Übergänge sind naturgemäß fließend. Beispiele für Biotoptypen mit Mosaikstruktur sind Hochmoore mit Bulten und Schlenken.

Mosaiken aus verschiedenen Biotopen werden als **Biotopkomplexe** bezeichnet. Nach SSYMANK et al. (1993: 52) ist ein Biotopkomplex eine „charakteristische, häufig wiederkehrende Kombination von Biotopen in einem festen räumlichen Gefüge“. Er beinhaltet mehrere aneinander grenzende Biotope, die durch eine gemeinsame Entwicklung und/oder den Austausch von Stoffen und Organismen verbunden sind (WIEGLEB et al. 2002, weitere Ausführungen s. 3.4.7).

### 3.1.3 Biototyp

Um Biotope nach einheitlichen Kriterien kartieren und bewerten zu können, müssen sie klassifiziert und typisiert werden. „Ein Biototyp ist eine abstrahierte Erfassungseinheit, die solche Biotope zusammenfasst, die hinsichtlich wesentlicher Eigenschaften übereinstimmen.“ (v. DRACHENFELS 1994: 5). Er stellt einen nach abiotischen Bedingungen, physiognomischen Merkmalen der Vegetation sowie der Artenzusammensetzung der Flora und Fauna ausgeschiedenen Typ eines Lebensraums dar (SCHAEFER 2003). „Er bietet mit seinen ökologischen Bedingungen weitgehend einheitliche Voraussetzungen für Lebensgemeinschaften oder Teile von Lebensgemeinschaften. Die Typisierung schließt abiotische [...] und biotische Merkmale [...] ein, die in der Praxis häufig durch die herrschende anthropogene Nutzungsform geprägt sind.“ (SSYMANK et al. 1993: 51).

Ein Biototyp ist somit gekennzeichnet durch:

- spezifische abiotische Standortbedingungen,
- spezifische Vegetationsstrukturen (oder deren Fehlen, ggf. auch zoogene Strukturen),
- charakteristische bzw. typische Arten
- und vielfach auch bestimmte Nutzungsformen.

Auch wenn die Vegetation bei den meisten Biotoptypen die wichtigste Grundlage für ihre Typisierung ist, sollten Biotoptypen nicht mit (vereinfachten) Vegetationstypen bzw. Pflanzengesellschaften gleichgesetzt werden (s. 3.3 und 3.4.5). Dies ist ein entscheidendes Problem vieler Biotopklassifikationen (s. Kap. 6).

HAEUPLER (2002) vertritt die Auffassung, dass der Biotop eine ranglose Einheit ist (s. o.), die gleichermaßen auf den konkreten Lebensraum vor Ort wie auf einen daraus abgeleiteten Typus anwendbar ist und nicht des Zusatzes „-typ“ bedarf. Diese Auslegung ist aus methodischen und praktischen Erwägungen nicht zweckmäßig. Die Terminologie muss grundsätzlich eine Unterscheidung zwischen einem individuellen Biotop und dem Typ als abstrakter Einheit ermöglichen.

Aus den Erläuterungen in Abschnitt 2.1 folgt, dass ein Biotoptyp die charakteristischen Eigenschaften (die Intension) einer bestimmten Klasse von Biotopen verkörpert. Diese Eigenschaften müssen in einer Beschreibung bzw. Definition des jeweiligen Typs festgelegt werden. Dabei sind neben den idealtypischen Eigenschaften auch die Mindestanforderungen für die Zugehörigkeit zum Typ zu berücksichtigen. Die Mindestanforderungen markieren die typologischen Grenzen zu anderen Biotoptypen und bestimmen die Extension der Klasse, also die Menge bzw. Bandbreite der zugehörigen Biotope.

So muss z. B. bei einem Biotoptyp „Erlen-Bruchwald“ neben der qualitativen Beschreibung seiner typischen Ausprägung festgelegt werden: Mindestgröße und Mindestdeckung der Baumschicht (um einen Wald darzustellen), Mindestanteil der Erle (z. B. im Vergleich zum Birken-Bruchwald), Mindestanteil von Nässezeigern als Indikatoren eines typischen Bruchwald-Standorts (z. B. im Vergleich zu einem Erlenwald auf entwässertem Torf).

Eine wesentliche Aufgabe der Festlegung eines Biotoptyps ist außerdem die Festlegung einer passenden Bezeichnung und – seit Einführung der EDV – auch eines Codes für die Datenverarbeitung (s. Kapitel 5 bis 7).

Zusammenfassend beinhaltet die Typisierung von Biotopen somit:

- Beschreibung der charakteristischen (idealtypischen) Ausprägung
- Festlegung von Mindestanforderungen zur Abgrenzung zu anderen Typen
- Zuordnung eines Namens und eines Codes

Voraussetzung sind Daten zu Biotopen (oder den zugehörigen Pflanzengesellschaften), die eine ausreichende Grundgesamtheit bilden, um alle Biotoptypen ermitteln und definieren zu können. Weiterhin müssen einer Klassifikation von Biotoptypen umfangreiche Kartierungserfahrungen zugrundeliegen, weil nur so ein Problembewusstsein für Abgrenzungsschwierigkeiten und die Relevanz von Typisierungskriterien entwickelt werden kann.

Neben Daten und Kenntnissen über die Ausprägung der Biotope eines Typs ist im Hinblick auf die angesprochene zeitliche Dimension außerdem wichtig:

- Wie entstehen bestimmte Biotope?
- Wie können sie sich weiterentwickeln – unter den gegebenen oder unter veränderten Rahmenbedingungen?

Eines der wesentlichen Probleme der Biotoptypisierung ist das holistische Konzept des Biotops. Er verkörpert den Lebensraum aller vorkommenden Arten aller vertretenen Taxa mit allen relevanten Standortmerkmalen inkl. menschlicher Einflüsse. Daraus resultiert die Notwendigkeit, diverse Parameter – die sehr unterschiedlich sind, sich aber gegenseitig beeinflussen bzw. bedingen – hinsichtlich ihrer Relevanz für die Typisierung zu vergleichen und zu gewichten.

PFADENHAUER (1997: 277) kritisiert zu Recht die Heterogenität der zur Biotoptypisierung benutzten Merkmale (Nutzungsweise, -intensität, dominante Arten oder Artengruppen, Syntaxa, abiotische Merkmale usw.) mit je nach Typ unterschiedlicher Gewichtung (s. Kap. 6). Die Interpretation von Zusammenhängen zwischen Standort, Biozönose und Nutzung sei

dadurch erschwert oder unmöglich. Er plädiert daher für die getrennte Erfassung der ökosystemaren Komponenten (s. 3.4) und ihre GIS-technische Verschneidung:

- Nutzungstypen: z. B. Mähwiese, Weide, Acker
- Strukturtypen: aus Luftbildern abgrenzbare, ausschließlich nach strukturellen Merkmalen aufgebaute Landschaftsbausteine, z. B. aufgrund dominanter Wuchsformen
- Standorttypen entsprechend den Einheiten der forstlichen Standortkartierungen
- Vegetationstypen

Zweifellos bietet die gesonderte Erfassung und Darstellung von Nutzung, Standort, Struktur und Vegetation Vorteile. Eine Forderung nach flächendeckenden großmaßstäbigen Kartierungen von Standorttypen und pflanzensoziologischen Vegetationstypen wäre aber unrealistisch. Allgemein verfügbare und hinreichend genaue Standortkarten (Maßstab  $\leq 1:10.000$ ) liegen – zumindest in Niedersachsen – nur für die Landeswaldflächen vor.

Unabhängig davon ergibt sich bei der GIS-technischen Überlagerung separater Themenkarten mit unterschiedlichen Geometrien das Problem der zahllosen Schnittmengen, die eine inhaltliche Auswertung ohne aufwändige Aufbereitung unmöglich machen (vgl. WELLER & DURWEN 1994). Diese Autoren stellen dazu fest: „Ist das Ganze, das jeweilige Ökosystem mit seiner räumlichen Dimension, einfach die Summe der isoliert unter sehr verschiedenen Zielvorgaben mit den daran orientierten Faktoren und Methoden gewonnenen, dann fachspezifisch bewerteten und letztlich zufällig nach der Verfügbarkeit überlagerten Teileigenschaften? – Man darf dies Frage sicherlich mit ‚nein‘ beantworten“ (ebd: 156).

Die Festlegung und Erfassung von Biotoptypen, welche die vier von PFADENHAUER genannten Komponenten auf einem pragmatischen Niveau integrieren, ist daher unter den gegebenen Rahmenbedingungen zweckmäßiger und ermöglicht zudem zusammenfassende typusbezogene Bewertungen (s. Kap. 4). Es ist aber im Sinne der Kritik von PFADENHAUER erforderlich, die Heterogenität der Biotoptypisierung so weit wie möglich einzuschränken. Dazu werden in Kapitel 3.4 diese Komponenten und zugehörigen Merkmale der Biotoptypen analysiert.

### 3.1.4 Biotope und Ökosysteme

Aus biologischer Sicht bilden Biotop und Biozönose das Ökosystem (z. B. SUKOPP in ARL 1995). Im Kontext von Naturschutz und Landschaftsplanung sind **Biotope die räumlichen Repräsentanten der Ökosysteme**; so z. B. bei RIECKEN & SSYMANK (1993: 9): „Unter Biotoptyp soll dabei die räumliche Komponente eines Ökosystemtyps verstanden werden“ oder v. DRACHENFELS (1996: 8f): „Der Biotop ist der sichtbare (habituell-strukturell erfassbare), topographisch abgrenzbare Teil bzw. die räumlich-strukturelle Dimension des Ökosystems“ (vgl. hierzu die abweichende Auffassung von LESER 1984 in Abschnitt 3.2.2). Daher muss auch die Definition von Ökosystemen in das Biotoptypenkonzept einbezogen werden.

**Ökosystem:** Beziehungsgefüge der Lebewesen untereinander (Biozönose) und mit ihrem Lebensraum (Biotop), charakterisiert durch Struktur und Funktion. Die Struktur ist durch drei Elemente bedingt:

- physikalisch durch die Gliederung des Raumes (Raumstruktur)
- chemisch durch die Menge und Verteilung der anorganischen und organischen Stoffe
- biologisch durch das Spektrum der Lebensformen, das Verknüpfungsgefüge der Arten, die Ernährungsstufen bzw. Nahrungskette (Produzenten, Konsumenten, Destruenten)

Die Funktion liegt insbesondere im Stoffkreislauf und dem damit verbundenen Energiefluss. Ökosysteme sind stets offen (d. h. in Verbindung mit ihrer Umgebung) und haben bis zu einem gewissen Grad die Fähigkeit zur Selbstregulation. Allerdings gibt es auch Ökosysteme, die in starkem Maße von Einflüssen (z. B. Stoffeinträgen) aus anderen Ökosystemen abhängig sind (nach SCHAEFER 2003).

Die Beziehungen zu Biotop und Biozönose zeigt Abb. 1. Der Biotop besteht aus den abgrenzbaren Strukturen und Teilaspekten der Biozönose sowie des abiotischen Naturhaushalts. Alle Kompartimente haben zugleich eine dynamische Komponente (s. 3.1.2.6).

Nach LESER (1997) ist ein (Landschafts-)Ökosystem eine Funktionseinheit aus Geosystem und Biosystem, die ein sich selbst regulierendes Wirkungsgefüge darstellt, dessen offenes stoffliches und energetisches System sich in einem dynamischen Gleichgewicht befindet. Im Gegensatz zum (oft eher abstrakt-modellhaften) Ökosystembegriff in der Bioökologie (z. B. MARTIN 2002, S. 297: „theoretisches Modell eines komplexen Gefüges aus Biozönose und Biotop“) spricht die Landschaftsökologie vom Landschafts- oder Geoökosystem, das räumlich abgrenzbar ist und vor Ort untersucht werden kann.

Nach ELLENBERG (1973) ist der Begriff „Ökosystem“ ranglos und bezeichnet Wirkungsgefüge ganz unterschiedlicher Größe, bis hin zur gesamten Biosphäre.

Auch RUNHAAR & UDO DE HAES (in KLIJN 1994: 142) stellen fest: „An ecosystem is a concept without dimension. An ecosystem can be as small as a decaying leave on the forest floor or as large as the earth.“

Dieses weite Verständnis von Ökosystemen (vom verwesenden Blatt bis zur gesamten Erde) ist nicht kompatibel mit der engeren Definition von Biotopen, die eine gewisse Mindestgröße, Eigenständigkeit und Homogenität der zugehörigen Ökosysteme impliziert (s. o.). Somit können Biotope nur die räumlichen Repräsentanten von Ökosystemen einer bestimmten Größenordnung sein (im Sinne des Ökotopt, s. 3.2.1).

Nach KRATOCHWIL & SCHWABE (2001) ist der Ökosystembegriff keine klassifikatorische Kategorie. Dagegen unterscheidet ELLENBERG (1973: 21) bei der beschreibenden Untersuchung von Ökosystemen (die er neben die bei der Ökosystemforschung im Vordergrund stehende funktionelle Analyse stellt) vier Teilaufgaben: **Strukturanalyse, Typisierung, Klassifikation und Kartierung.**

Damit kennzeichnet er gleichermaßen das methodische Grundgerüst der Biotopkartierung und den Hintergrund der vorliegenden Arbeit. In diesem Sinne kann man z. B. eine Sandheide einerseits als kartierbaren Biotop, andererseits auch als funktional zu analysierendes Ökosystem betrachten.

Generell lässt sich feststellen, dass Landschaftsanalysen, die vorrangig dem Arten- und Biotopschutz dienen, heute i. d. R. den Begriff „Biotoptyp“ verwenden, während solche mit stärker am Naturhaushalt insgesamt ausgerichtetem Schwerpunkt häufiger „Ökosystemtypen“ betrachten (z. B. LENZ et al. 1990). Bei der Analyse der Gefährdung von Biotopen ist es unerlässlich, neben den räumlich abgrenzbaren Elementen des Lebensraums auch funktionale Aspekte des Wasser- und Stoffhaushalts, des Klimas und der Zoozönose zu berücksichtigen. „Es ist also grundsätzlich die Betrachtung des gesamten Ökosystems erforderlich, auch wenn dies vielfach nur ansatzweise möglich ist“ (v. DRACHENFELS 1996: 8).

Die physisch-geographische Landschaftsökologie bearbeitet vorwiegend „Geoökosysteme“, wobei die abiotischen Standortparameter im Vordergrund stehen, Nutzungseinflüsse und biotische Ausstattung dagegen vernachlässigt werden (LENZ et al. 1990).

Ein dem Ökosystem nahestehender Begriff ist die **Biogeozönose**: „System von Lebensstätte (Biotop) und Lebensgemeinschaft (Biozönose), das durch Stoffkreislauf und Energietransfer ein dynamisches Beziehungsgefüge bildet und als solches eine besondere Lebens- oder Landschaftseinheit darstellt“ (SCHAEFER 2003: 45). Der Begriff kann als Synonym zum Ökosystem aufgefasst werden, wird aber von manchen Autoren – im Gegensatz zum eher funktional definierten Ökosystem – vorwiegend morphologisch und geographisch verstanden (ebd.). Nach KRATOCHWIL & SCHWABE (2001: 101) ist „der Ökosystembegriff [...]

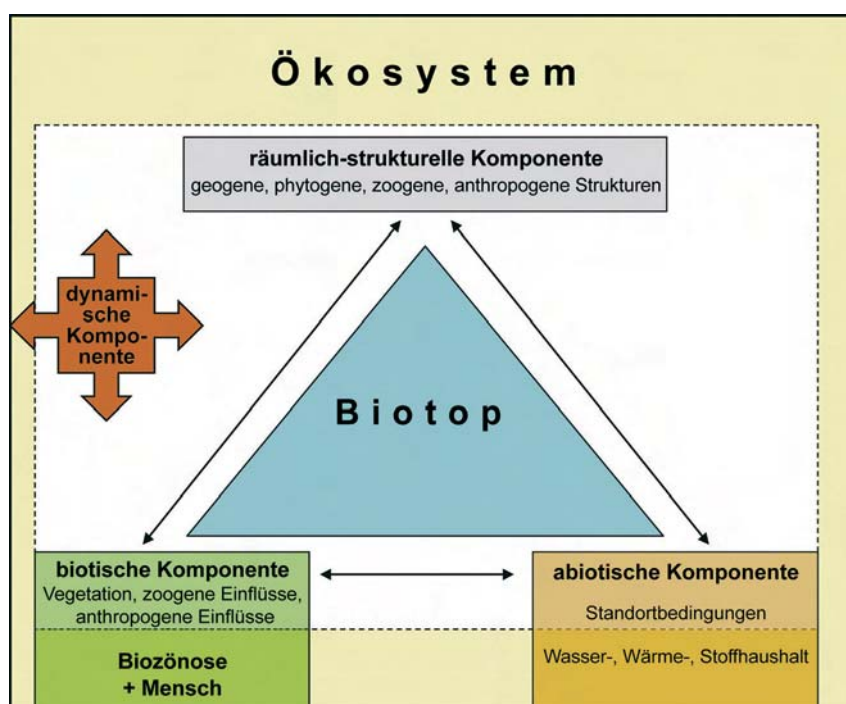


Abb. 1: Beziehungen zwischen Biotop, Biozönose und Ökosystem (aufbauend auf Abb. 2 von SSYMANK et al. 1993: 51)

ein rangloser und dimensionsloser Begriff, der Biogeozönosebegriff immer ein topographisch-abgegrenzter“.

Andere Autoren bezeichnen die funktionale Einheit aus Biotop und Biozönose als Holozön (z. B. LANGER 1970).

Für die Naturschutzpraxis sind diese in der Umgangssprache ungebräuchlichen und uneinheitlich definierten Begriffe entbehrlich, da mit dem Begriffspaar Ökosystem und Biotop – bei pragmatischer Definition – alle synökologischen Sachverhalte hinreichend beschrieben werden können.

### 3.1.5 Weitere bioökologische Bezeichnungen von Lebensräumen

**Biosphäre:** Der dreidimensionale belebte Raum an der Erdoberfläche, in dem sich Atmosphäre, Lithosphäre und Hydrosphäre durchdringen (vgl. BEIERKUHNEIN 2007)<sup>4)</sup>. Biotope können in diesem Sinne als homogene Ausschnitte der Biosphäre in einem bestimmten Maßstab betrachtet werden.

**Habitat** (von lat. *habitare* = wohnen, bewohnen): „Auf Linné zurückgehender Begriff für den charakteristischen Wohn- oder Standort einer Art“ (SCHAEFER 2003: 129). Es handelt sich somit ursprünglich um einen autökologischen Begriff (ebd.), im Gegensatz zum synökologisch definierten Biotop. Neben dem Habitat als Gesamtlebensraum einer Art werden verschiedene Teilhabitate unterschieden, die begrifflich oft durch den Zusatz ihrer Funktion gekennzeichnet werden (z. B. Nisthabitat, Nahrungshabitat, Überwinterungshabitat). Ein (Teil-)Habitat kann je nach betrachteter Art sehr klein (z. B. ein Blatt als Habitat einer Insektenlarve) oder sehr groß sein (z. B. ein Wald-Offenland-Komplex als Habitat einer Rothirsch-Population). Daher erscheint die zusätzliche Verwendung des Begriffs „Habitatelement“ für Strukturen wie Totholz oder Lesesteinhaufen (vgl. BERNOTAT et al. 2002) nur im Hinblick auf einzelne Arten sinnvoll. Allgemein betrachtet sind solche Strukturen ebenfalls Habitate oder Teilhabitate von Arten. Das Habitat von Pflanzen wird üblicherweise als Standort (= Summe aller Umweltfaktoren am Wuchsort, s. 3.1.2.1) bezeichnet (z. B. BERNOTAT et al. 2002, DIERSCHKE 1994).

Zu beachten ist, dass „habitat“ im englischen Sprachraum und z. B. auch in der FFH-Richtlinie der EU (Fauna-Flora-Habitat) als Synonym zu Biotop und somit auch im synökologischen Sinne verwendet wird. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob die Beschränkung des Habitatbegriffs auf den Lebensraum einer einzelnen Art praxisgerecht ist. Da er auch als autökologisches Habitat von Individuen bestimmter Tierarten die gesamte Bandbreite von Lebensräumen – von Kleinstrukturen bis zu ganzen Landschaften – umfasst, bietet es sich an, ihn als allgemeine Bezeichnung aut-, dem- und synökologischer definierter Lebensräume von Individuen, Populationen und Biozönosen aufzufassen, also als einen – gegenüber dem Biotop – sehr viel weiter gefassten Sammelbegriff. Allerdings schlagen BERNOTAT et al. (2002a) vor, Habitat gemäß seiner ursprünglichen Definition ausschließlich als autökologischen Begriff zu verwenden,

um es so vom Biotop zu unterscheiden. Dies fällt aber schwer, wenn man – z. B. bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie – im europäischen Kontext arbeitet, und daher mit einer weiteren Fassung von Habitat umgehen muss.

KRATOCHWIL & SCHWABE (2001) stellen fest, dass mit „Habitat“ heute meist sowohl die Lebensstätte von Individuen einer Art als auch Biotope bzw. Standorte bezeichnet werden.

Umgekehrt sollte aber der Begriff „Biotop“ nicht für die Bezeichnung von (Teil-) Lebensräumen einer Art verwendet werden (also nicht „Nahrungsbiotop“ sondern besser „Nahrungshabitat“ des Weißstorchs).

Es wird daher an dieser Stelle empfohlen, **Habitat als wert- und dimensionsneutrale Bezeichnung für Lebensstätten aller Art** zu verwenden, insbesondere für Lebensräume von Tieren, die nicht der Definition eines Biotops entsprechen. In diesem Sinne wird der Begriff in dieser Arbeit gebraucht.

**Zootop:** Lebensraum der Tiergemeinschaft (Zoozönose) eines Biotops, im Unterschied zum Habitat einzelner Arten (z. B. BERNOTAT et al. 2002a). Da der Lebensraum der Tiere auf jeden Fall auch die Vegetation beinhaltet, ergibt sich kaum noch ein definitiver Unterschied zu der in der Praxis üblichen weiten Fassung des Biotopbegriffs. Deswegen und auch weil Zoozönosen anders als Phytozönosen kaum definierbar und kartierbar sind (vgl. BERNOTAT et al. 2002a und dort zitierte Quellen), erscheint die Verwendung dieses Begriffs in der Naturschutzpraxis wenig sinnvoll. Wenn spezifische Tierlebensräume beschrieben werden, dann sind es i. d. R. Habitate einzelner Arten oder Artengruppen. Innerhalb des Biotopkonzeptes kann der Zootop als ein durch Tiere geprägter Lebensraum (z. B. eine Muschelbank) den vegetationsbezogenen Lebensräumen (Phytotope) gegenübergestellt werden.

## 3.2 Ökotoptop und Biotop in der landschaftsökologischen Terminologie

Landschaftsökologie ist die „Wissenschaft von der Struktur, Funktion und Entwicklung von Landschaften“ (ANL & DAF 1991: 60) und schwerpunktmäßig eine Fachrichtung der physischen Geographie. Innerhalb dieser Disziplin wird eine Vielzahl von Begriffen verwendet, die die Klassifikation von Landschaften und Landschaftsteilen zum Gegenstand haben (s. Tab. 2). Die Begriffsvielfalt und Heterogenität der Definitionen in der Geo- bzw. Landschaftsökologie wirken auf den Außenstehenden verwirrend und inhaltlich schwer zugänglich. STEINHARDT (1999: 54) weist darauf hin, dass das „Definitionschaos“ innerhalb der Landschaftsökologie“ die Zusammenarbeit mit Nachbardisziplinen erschwert. STEINHARDT et al. (2005) beklagen die Einführung vieler neuer Begriffe, die in der Fachwelt nur eine geringe Verbreitung und Akzeptanz finden, die Kommunikation erschweren und die interdisziplinäre Zusammenarbeit behindern.

Für die Klärung des Biotopbegriffs ist es aber unerlässlich, sich auch mit der landschaftsökologischen Terminologie zu befassen. Die in diesem Kontext wichtigste Kategorie ist der Ökotoptop.

<sup>4)</sup> Die Pedosphäre (Boden) kann als Teil der Biosphäre aufgefasst werden, da der Boden von Organismen besiedelt und unter ihrem Einfluss entstanden ist.

Tab. 2: Auswahl von Begriffen der Landschaftsökologie im Kontext von Biotopen und Ökosystemen (Dimensionen nach LESER 1997)

<b>Systemische Dimension</b>	Morphosystem - Pedosystem - Hydrosystem - Klimasystem Bioökosystem - Biosystem - Geosystem Ökosystem - Landschaftsökosystem - Geoökosystem
<b>Topische Dimension</b>	Morphotop - Pedotop - Hydrotop - Klimatop - Phytotop - Geotop - Physiotop - Ökotop - Bioökotop - Geoökotop Landschaftszelle - Fliese - Fazies - Econ
<b>Chorische und regionale Dimension</b>	Ökotopgefüge - Nanochoren - Mikrochoren - Mesochoren - Makrochoren - Megachoren

### 3.2.1 Definitionen von Ökotopen

Nach LESER (1984, 1997) ist der Ökotop „die räumliche Manifestation des Ökosystems“ und stellt eine homogene, abgrenzbare ökologische Raumeinheit dar. Er ist die naturräumliche Grundeinheit der Landschaftsökologie. Ökotope sind „räumlich begrenzte, vor allem aber haushaltlich homogen funktionierende Ausschnitte aus der Landschaft, unabhängig davon, ob sie natürlich, anthropogen in unterschiedlichem Grade verändert oder weitgehend künstlich sind.“ (LESER 1997: 253 f.). Beispiele: Quellmulde, Felsvorsprung, Ackerterrasse, Fußballplatz (ebd.). In der Literatur angegebene Richtgrößen liegen nach LESER (1978) zwischen 100 m<sup>2</sup> und 0,5 ha, also in derselben Größenordnung wie bei Biotopen (s. 3.1.2.3). Maßgeblich ist aber der homogene Inhalt. Nach MOSIMANN (1990) weisen Ökotope je nach den naturräumlichen Verhältnissen Größen zwischen wenigen Ar und wenigen km<sup>2</sup> auf.

An anderer Stelle wird der Ökotop hinsichtlich des anthropogenen Einflusses und der Flächengröße enger gefasst. So unterscheiden LESER & KLINK (1988) Ökotope und Technotope. Letztere seien Einheiten, bei denen infolge der Tätigkeit des Menschen wesentliche Teil der Geosystems zerstört bzw. verändert wurden, und die als eigene topische Einheiten zu kartieren seien. Siedlungsgebiete blieben ausgespart, da sie nicht Gegenstand der geoökologischen Kartierung seien.

Nach MOSIMANN (2008 mdl.) ist ein Ökotop durch ein bestimmtes Relief und eine bestimmte Bodeneinheit gekennzeichnet. Demnach sind keine Ökotope im engeren Sinne:

- anthropogene Bereiche wie z. B. ein Parkplatz (Technotope)
  - punkt- und linienförmige Landschaftselemente wie z. B. Quellen, Bachläufe oder Hecken
  - Gewässer auch unabhängig von ihrer Größe
- Ein in Abbau befindlicher Steinbruch ist nach dieser Auslegung ein Technotop, der sich erst nach Beendigung des Abbaus im Zuge der Bodenbildung zum Ökotop entwickelt.

Eine andere Definition von LESER (1978: 217) lautet: „Der Ökotop ist die Gesamtheit der abiotischen und biotischen Geokomponenten eines kleinen Ausschnitts der Geosphäre, die durch ihre Wechselwirkungen ein Areal mit geographisch-landschaftsökologisch homogenen Standorteigenschaften schaffen. Dieser Ökotop ist die naturräumliche Grundeinheit und mit dem Physiotope, der ihm zugrunde liegt, räumlich kongruent, [...]“ Er besteht nach LESER (1978: 209 f.) aus folgenden Teilkomplexen (Partialsystemen):

- Morphotop (mit gleichartiger Geomorphologie),
- Pedotop (mit einheitlicher Bodenform),
- Hydrotop (mit einheitlichem Wasserhaushalt),
- Klimatop (mit einheitlichem Geländeklima) und
- Phytotop (mit gleicher potentieller natürlicher Vegetation).

Theoretisch gehört auch noch der Zootop dazu (Landschaftsausschnitt mit einheitlicher Zoozönose), ist aber methodisch problematisch (ebd.).

Zusätzlich kann außerdem ein Anthropotop oder Technotop beschrieben werden, der durch eine einheitliche Nutzung bzw. Funktion für die menschliche Gesellschaft gekennzeichnet ist. Dieser steht nach der Darstellung von LESER (1997: z. B. Abb. 31) aber neben dem Ökotop und ist nicht Teil von ihm.

Die einfachste integrative Stufe topischer Systeme ist der Geotop (bzw. Physiotope, s. 3.2.3). „Sobald die Biozönosen in die Betrachtung einbezogen werden, betrachtet man ein höherrangiges Wirkungsgefüge – nämlich das des Ökotos.“ (LESER 1997: 256). Nach LESER (1984: 352) sind „Topen [...] Raumeinheiten und demzufolge Ausdruck der räumlichen Betrachtungsweise in Geo- und Bioökologie“. Sie sind „die räumlichen Repräsentanten/Manifestationen der ihnen zugeordneten Systeme“, die als „Funktionseinheiten [...] Ausdruck der funktionalen Betrachtungsweise“ dieser Disziplinen sind (vgl. Abb. 2).

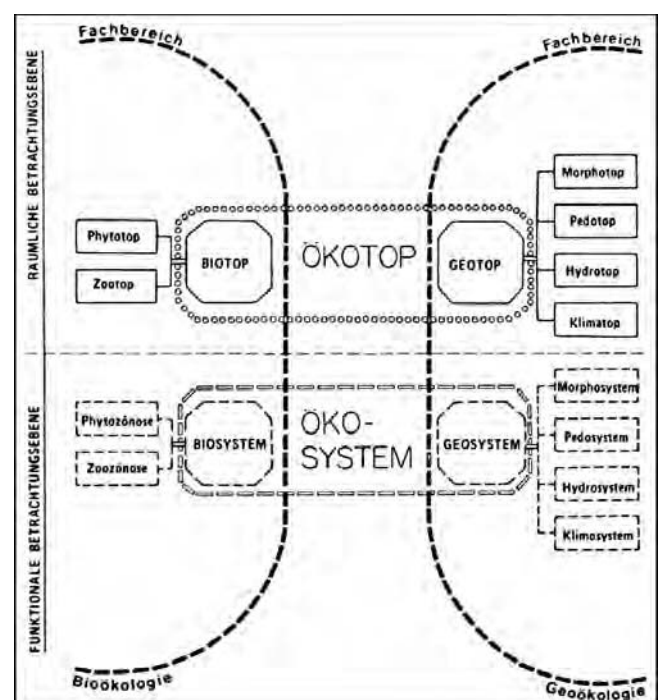


Abb. 2: Einordnung von Biotop, Ökotop und Ökosystem aus landschaftsökologischer Sicht (aus LESER 1984: 355)

Ähnliche Definitionen von Ökotope sind:

- Nach ZONNEVELD (in KLIJN 1994) ist Ökotope ein der kleinste Ausschnitt der Erdoberfläche, der noch als Landschaftseinheit oder Ökosystem betrachtet werden kann.
- Ein Ökotope ist nach HABER (in KLIJN 1994) ein konkretes Ökosystem an einer bestimmten Stelle bzw. (nach NEEF 1970) die topographisch konkrete Ausbildung des Ökosystems. Diese Auslegungen entsprechen weitgehend der in 3.1.4 vorgestellten Auffassung von Biotopen.
- KLINK (1966: 10) definiert: „Der Ökotope ist die kleinste naturräumliche Einheit, die sich aus der Wechselwirkung der abiotischen und biotischen Geofaktoren ergibt. Er kennzeichnet einen ökologisch weitgehend homogen beschaffenen Ausschnitt der Globalsphäre und ist als Standort einer Pflanzengesellschaft zu kartieren.“
- Nach MOSIMANN (1990: 7) sind Ökotope „als Geoökosysteme betrachtete Grundbausteine der Landschaft mit einer innerhalb definierter Grenzen einheitlichen abiotischen und biotischen Struktur (Gestein, Substrat, Bodendecke, Humusform, Pflanzendecke, zugehöriger Zoozönose, Technostrukturen), einheitlichen ökologischen Prozessbedingungen sowie typischen Größenordnungen und Richtungen von Energie-, Wasser- und Stoffumsätzen.“ Diese Definition ist stark systemisch ausgerichtet.

Die landschaftsökologischen Raumeinheiten sind nach LESER (1997: 505) „Gebiete, die innerhalb ihres Areals gleiche oder ähnliche natürliche Gegebenheiten aufweisen und die gleichartig oder ähnlich auf Eingriffe in den Naturhaushalt der Landschaft reagieren. Die natürlichen Gegebenheiten sind die Geoökofaktoren Gestein bzw. Oberflächennaher Untergrund, Georelief, Boden, Wasserhaushalt, Geländeklima, Vegetation und Tierwelt, [...]“. Diese Formulierung ist für den Biotopbegriff von besonderer Relevanz, wenn es um die Bewertung von Eingriffen geht (s. 4.2.2).

Bei DIERSCHKE (1994: 516) findet sich folgende Definition: „Ökotope sind landschaftliche Grundeinheiten, die auf dem Zusammenwirken aller abiotischen und biotischen Faktoren beruhen. [...] Der Ökotope bildet die Fläche eines natürlichen Ökosystems“ bzw. „einer Einheit der potentiell natürlichen Vegetation“ einschließlich ihrer Ersatzgesellschaften. Ähnlich formulieren auch FREY & LÖSCH (2004: 60): „Der Ökotope bildet die Fläche eines natürlichen Ökosystems bzw. einer Schlusgesellschaft.“ Daraus könnte gefolgert werden, dass die reale Vegetation kein Teil des Ökotope ist.

Ein Beispiel für einen (Geo-)Ökotoptyp ist nach BILLWITZ (1990, aus BARSCH et al. 2000: 60): „Periodisch grundwasserbeeinflusste Sand-Podsolglye aus glazifluvialen Sandersanden auf Platten und Flachhängen mit unterirdischem Wasserabzug und mit Pfeifengras-Sauerklee-Kiefernforst.“ Im Unterschied zur zuvor zitierten Definitionen von DIERSCHKE sowie FREY & LÖSCH ist der Ökotope hier also durch seine reale Vegetation gekennzeichnet.

Auch nach MOSIMANN (2008 mdl.) sind z. B. ein Fichtenforst und ein Buchenwald auf einem von Natur aus identischem Standort als unterschiedliche Ökotope aufzufassen, da sich Vegetationsschicht und sekundär auch der Boden unterscheiden.

Dagegen definiert RABOTNOV (1992) den Ökotope – im Gegensatz zum Biotop – als abiotische Umwelt.

„Durch die integrale Einwirkung aller Biokomponenten der Biogeozönose wird ein Ökotope zum Biotop“ (ebd.: 79).

Der Begriff Ökotope wird nach SCHAEFER (2003) in drei verschiedenen Zusammenhängen gebraucht:

- kleinste Raumeinheit einer Landschaft mit homogener Zusammensetzung von Flora und Fauna,
- Lebensstätte einer Art, an der sie zeitweise oder ständig anzutreffen ist (weitgehend synonym mit Habitat),
- ökologische Nische einer Art, d. h. ihre Position in einer Biozönose und im Raum.

Während die erste Definition der landschaftsökologischen nahekommst, sind die beiden anderen weniger gebräuchliche Anwendungen der Bioökologie.

Nach KLIJN (1994) ist ein Ökotope homogen hinsichtlich der für das Pflanzenwachstum wesentlichen Standorteigenschaften, der Vegetationsstruktur und des Sukzessionsstadiums. Der Ökotope ist hier also stärker als in anderen Konzepten an der realen Vegetation ausgerichtet. Nach UDO DE HAES & KLIJN (in KLIJN 1994) sollte der Begriff „Ökotope“ nur für Ökosysteme mit homogener Vegetationsstruktur verwendet werden. Sie betrachten Ökotope als homogene ökologische Einheiten, die vorwiegend durch ihre strukturellen Eigenschaften bestimmt sind und als räumliche Ausprägungen von Ökosystemen. Im Gegensatz zum dimensionslosen Ökosystemkonzept (s. 3.1.4) ist der Ökotope ein Ökosystem von einer bestimmten Größe und Homogenität (RUNHAAR & UDO DE HAES, in KLIJN 1994). Ähnlich wie bei der oben zitierten Definition von MOSIMANN (1990) wird nicht zwischen der topischen und der systemischen Dimension unterschieden; d. h. der Ökotope wird als Ökosystem betrachtet.

In den Niederlanden wurde nach diesem Prinzip eine deduktive Klassifikation von Ökotope entwickelt, die auf folgenden Merkmalen aufbaut (RUNHAAR & UDO DE HAES, in KLIJN 1994):

- terrestrische Ökotope: Wasserhaushalt, Nährstoffversorgung, Basenversorgung, Salzgehalt, Dynamik, Vegetationsstruktur

- aquatische Ökotope: Wassertiefe, Nährstoffversorgung, Basenversorgung, Salzgehalt, Dynamik

Diese Merkmale werden in wenigen Stufen (z. B. trocken, feucht, nass) skaliert, so dass sich nach dem Bausteinprinzip etwa 100 terrestrische Ökotoptypen in den Niederlanden ergeben. In diesem hierarchischen System, dessen oberste Einheiten die Ökozonen („ecozones“, globale Klimazonen) bilden, folgen oberhalb der Ökotope die Ökoserien („ecoseries“). Diese sind durch homogene Standorte gekennzeichnet, weisen aber unterschiedliche Vegetationstypen (Sukzessionsstadien oder Nutzungsformen) auf. Sinngemäß zu diesen „ecoseries“ verwendet MOSIMANN (1990) den Begriff „Geoökotope“. Unterhalb der Ökotope können noch Öko-Elemente („eco-elements“) unterschieden werden (z. B. Hecken, Termitenhügel) (KLIJN 1994).

Dieser niederländische Ansatz kommt dem Biotopentypenkonzept relativ nahe. Da aber die Biozönose unmittelbar nur in Gestalt der Vegetationsstruktur einfließt, sind derartige Ökotoptypen für Fragen des Naturschutzes zu allgemein gehalten.

Der Ökotope ist nach LESER (1984) die Raumeinheit des Ökosystems. Er ist die den sektoralen Aspekten



Biotop und Geotop (sowie Bio- und Geoökotop) übergeordnete Einheit. Dieser Begriff ist demnach anzuwenden, wenn der Ort eines Ökosystems bei gleichrangiger Betrachtung der biotischen und abiotischen Zusammenhänge Gegenstand der Untersuchung ist. Dies könnte dafür sprechen, den Begriff „Biotopkartierung“ durch „Ökotopkartierung“ zu ersetzen. Dabei ist allerdings ein wesentlicher Unterschied zu beachten: Während der Biotop der Bioökologie immer die aktuelle Vegetation und Nutzung beinhaltet, wird der Ökotop in der Landschaftsökologie vielfach als vorrangig durch abiotische Standortmerkmale gekennzeichnete Raumeinheit mit einer einheitlichen potenziellen natürlichen Vegetation aufgefasst (vgl. z.B. die oben aufgeführten Zitate von LESER 1978 [Phytotop] und DIERSCHKE 1999). Im Gegensatz zum Biotopkonzept von Naturschutz und Landschaftsplanung spielen zudem beim Ökotopkonzept vieler Autoren auch menschliche Einflüsse eine eher nachrangige Rolle (vgl. die Kritik von HÜTTER 1996 [S. 22]: „Auffällig ist, dass dem menschlichen Einfluss auf den Naturhaushalt wenig Aufmerksamkeit geschenkt wird.“). LANGER (1970) weist daher darauf hin, dass die landschaftsökologische Raumgliederung nicht auf den aktuellen Ökotope, sondern auf „potentiellen Naturökotope“ im Sinne eines „natürlichen Standortraums“ beruht.

Nach HÜTTER (1996) sind folgende anthropogene Einflüsse auf den Landschaftshaushalt bei einer geökologischen Kartierung zu berücksichtigen:

- Bodenversauerung durch Immissionen
- Bodenalkalisierung und -eutrophierung durch Düngung
- Grundwasserabsenkung, Drainage
- Veränderung bodenphysikalischer Eigenschaften durch Bodenbearbeitung
- Veränderung der Biozönose durch Einsatz von Bioziden
- Veränderung des Stoffhaushalts durch Umlagerungen und Versiegelung von Böden

Grundsätzlich ist der Ökotopansatz der Landschaftsökologie vorrangig auf den Standort ausgerichtet. Nach LESER (1978: 211 f.) kommt dem Morphotop für die Ausweisung von Ökotope eine entscheidende Bedeutung zu, „während die anderen Partialkomplex-Toppe allenfalls topologisch-ökologische Varianten von ihm bewirken“. Daher kann ein Ökotop auch mehrere Phytotope oder Pedotope umfassen. Bei MOSIMANN (1990: 50) steht dagegen der Wasserhaushalt (Hydrotop) im Vordergrund. „Die Ökotopausscheidung geht in der Hierarchie von den Wasserhaushaltsbedingungen aus und berücksichtigt wasser-, energie- und stoffhaushaltliche Hauptprozesse sowie die Strukturmerkmale Reliefcharakter, Substratcharakter, Vegetationstyp und Humus.“

HÜTTER (1996) fordert, dass bei der Betrachtung von Ökotope die Organismus-Umwelt-Beziehung in den Vordergrund zu stellen ist. Daher müssten die Kompartimente, die direkt auf die Lebewelt einwirken, vorrangig berücksichtigt werden: Nährstoff-, Wasser- und Strahlungs-/Wärmehaushalt.

Bei der Kartierung von Ökotope nach der Anleitung von LESER & KLINK (1988) stehen bestimmte abiotische Standortfaktoren im Mittelpunkt, während die Vegetation nur auf der Basis einer sehr groben Klassifikation einfließt. Die Kennzeichnung der abzugrenzenden Ökotope erfolgt vorrangig aufgrund:

- Bodenart
- Hangneigung (Neigungswinkel)
- Vegetationsgrundtyp (z. B. Auwälder, Wirtschaftsgrünland)
- Gründigkeit des Bodens
- Energiedargebot (nur bestimmte Extreme)
- Kaltluftsammlgebiete
- Wasserversorgungsstufen
- Feststofftransporte (im Hinblick auf Erosionsgefährdung)

Da auch die für die Lebensraumqualität wichtigen Merkmale der Basen- und Nährstoffversorgung auf dieser Ebene unberücksichtigt bleiben, sind derartige Ökotope im Vergleich zu den Einheiten von Biotopkartierungen eher physikalisch ausgerichtete Standorttypen. „Dies bedeutet, dass die Raumgliederung eher zu Physiotope im Sinne NEEFs als zu echten Ökotope führt“ (HÜTTER 1996: 22).

Diese Auflistung verschiedener Definitionen verdeutlicht die Heterogenität des Ökotopbegriffs in der Landschaftsökologie. Sie reichen von abiotisch definierten Standorteinheiten bis hin zu Ökosystemen in räumlicher Betrachtung. Mehrheitlich stehen aber die abiotischen (und insbesondere die natürlichen) Umweltfaktoren im Vordergrund.

### 3.2.2 Biotope aus landschaftsökologischer Sicht

Nach LESER (1984: 354) ist der Biotop „eine räumlich begrenzte Lebensstätte von tierischen und pflanzlichen Organismen bzw. deren Lebensgemeinschaften, die für diese durch ihre Ausstattung – die biotische selber und die abiotische des Geotops mit seinem Geosystem – einheitliche Lebensbedingungen bereitstellt, welche die Funktion des im Biotop wirkenden Biosystems bestimmen.“ Nach den Definitionen von LESER (1984) ist der Biotop das bioökologische Pendant zum geökologischen Geotop (s. 3.2.3).

Unter 3.1.4 wurde dargelegt, dass der Biotop in der Bioökologie die Raumeinheit des Ökosystems ist. Dies ist nach Auffassung von LESER (1984) eine falsche Verwendung der Begriffe. Er formuliert folgenden Begriffszusammenhang:

- Biotop: Raumeinheit des Biosystems (Funktionseinheit von Phyto- und Zoozönose).
- Bioökotop: Raumeinheit des Bioökosystems (Ökosystem aus vorwiegend bioökologischer Sicht, im Gegensatz zum vorrangig geökologisch betrachteten Geökosystem).

Aus bioökologischer Sicht ist dagegen diese enge Auffassung des Biotops von LESER unzutreffend und die Trennung von einem „Bioökotop“ nicht sachgerecht, da der Biotop nicht nur eine „Raumeinheit“, sondern auch ein funktional zu verstehender Lebensraum mit seinen Standortbedingungen ist.

Nach HABER (in KLIJN 1994) sind **Ökotope und Biotope deckungsgleich und lediglich Ausdruck unterschiedlicher Vorgehensweisen** (landschaftsökologischer Ansatz = Ökotop, bioökologischer Ansatz = Biotop). Demnach steht beim Ökotop die abiotische Komponente, beim Biotop die biotische Komponente im Vordergrund der Betrachtung. Dies ist eine überzeugende und pragmatische Sichtweise, die zugleich die

Bestätigung dafür liefert, dass „Biotop“ der zutreffende Begriff ist, wenn es um die Definition und Kartierung von Landschaftsausschnitten bzw. Lebensräumen für Zwecke des Naturschutzes geht. Wie die verschiedenen in 3.2.1 zitierten Definitionen erkennen lassen, ist diese Auffassung von HABER aber nicht mit allen Ökotoptkonzepten in Einklang zu bringen. So vertritt MOSIMANN (2008 mdl.) einen engeren, stark auf die natürlichen Standortfaktoren und den Boden ausgerichteten Ökotoptbegriff (Ausklammerung von Technotopen und Gewässern, s. 3.2.1). Auch die in 3.2.1 zitierte Definition von DIERSCHKE mit ihrer Ausrichtung auf die pnV weicht deutlich vom Biotopkonzept ab. Dagegen betont KLINK (1996), dass der Biotopbegriff heute auch im Sinne des Ökotopts verwendet werden kann.

### 3.2.3 Physiotop und Geotop

Während der Ökotopt – zumindest vom Anspruch her – auf die Biozönose ausgerichtet ist, ist die bereits erwähnte Raumeinheit des Physio- bzw. Geotops eine rein abiotische Kategorie.

**Physiotop:** Für diesen Begriff finden sich u. a. diese Definitionen:

„Kleinste landschaftsökologisch relevante Raumeinheit mit gleicher physisch-geographischer Struktur und gleichartigen ökologischen Bedingungen, die sich aus dem Wirkungsgefüge der abiotischen Standortfaktoren ergeben“ (ANL & DAF 1991: 83).

„Die Abbildung der landschaftsökologischen Grundeinheit mit Hilfe der relativ stabilen, in naturgesetzlicher Wechselwirkung stehenden abiotischen Faktoren“ (NEEF 1968, in NEEF 1970: 234). Er besteht aus den Teilsystemen Klima, Boden, Wasser und Relief (ebd.). Nach NEEF (1970) ist der Physiotop nur physikalisch integriert (rein abiotische Einheit), während der Ökotopt physikalisch und physiologisch integriert ist (bezieht sich nicht nur auf die abiotischen Faktoren, sondern auch auf ihre Wechselwirkungen mit der Lebewelt durch Einbeziehung der Stoffwechselprozesse).

KLINK (1966: 8): „Der Physiotop ist nach heutiger Auffassung die kleinste naturräumliche Einheit, die sich aus der Wechselwirkung der abiotischen Geofaktoren ergibt.“ Die abiotischen Geofaktoren sind: Gestein, Reliefform, Wasserhaushalt und Kleinklima. „Bei allen dauerhaft oder langfristig mit einer bestimmten Vegetation bestandenen Räumen stellt er eine Abstraktion dar, weil der jeweilige Pflanzenbestand und im weiteren Sinne die besiedelnde Biozönose den Standort rückwirkend beeinflusst und sich ihre Standorteigenschaften selbst mit schafft“ (KLINK 1996:109).

DIERSCHKE (1994: 516): „Physiotope sind Geländeabschnitte annähernd gleicher abiotischer Naturausstattung in Hinblick auf ihre Eignung als Wuchsort für Pflanzen, d. h. topographisch relativ einheitliche Bereiche (Morphotope) mit bestimmtem Standortpotenzial, beruhend auf Gestein, Relief, Wasser- und Nährstoffhaushalt sowie Kleinklima.“ [...] „Physiotop und Ökotopt werden teilweise als deckungsgleich angesehen. Physiotope können aber auch als etwas komplexere, oft mehr geomorphologisch definierte Raumeinheiten verstanden werden, die durch vorherrschende abiotische Faktoren bestimmt sind [...]“ (ebd.).

LESER (1978: 212): Der Physiotop enthält – im Gegensatz zum Ökotopt – keine organischen Teilkomplexe, ist also eine abiotische Standorteinheit.

Nach HABER (in KLIJN 1994) schaffen die Interaktionen zwischen den Organismen und dem Standort ein Ökosystem und wandeln so den Physiotop in einen Ökotopt um.

Zusammenfassend kann der **Physiotop als Standorteinheit betrachtet werden, die durch abiotische Faktoren gekennzeichnet ist.**

Wie angesprochen ist der Ökotopt bei der Mehrzahl der vorrangig standortökologisch ausgerichteten landschaftsökologischen Ansätze aus bioökologischer Sicht kaum vom Physiotop zu unterscheiden. So weist auch LESER (1978: 215) darauf hin, dass beide Begriffe bei verschiedenen Modellen synonym sind (vgl. das Zitat von RABOTNOV 1992 in 3.2.1). Nach SCHAEFER (2003) ist der Physiotop im Hinblick auf die Biozönose mit dem Ökotopt gleichzusetzen.

**Geotop** (oder Geoökotopt): Der Geotop hat zwei verschiedene Bedeutungen, von denen die ursprüngliche landschaftsökologische als Synonym zum Physiotop betrachtet werden kann (vgl. z. B. KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

Nach LESER (1984, 1997) ist der Geotop die kleinste physiogeographische Raumeinheit, die durch stoffliche und energetische Prozesse bestimmt wird, in der topologischen Dimension als homogen angesehen werden kann und über einen für sie charakteristischen Haushalt verfügt. Der Geotop wird untergliedert in: Morphotop (kleinste geomorphologische Raumeinheit), Pedotop (kleinste bodenräumliche Einheit), Hydrotop (kleinste hydrologische Raumeinheit) und Klimatop [auch: Klimotop] (kleinste klimaräumliche Einheit). Allerdings sind die Morpho-, Pede-, Hydro- und Klimatope selten kongruent, d. h. die jeweils homogenen Flächen sind unterschiedlich groß.

Nach BARSCH (in BARSCH et al. 2000: 20) ist der Geo(öko)top ein „homogener Naturraum, der von einheitlichen strukturellen Grundgrößen des Naturhaushaltes geprägt sowie von einheitlich verlaufenden stofflichen und energetischen Prozessen bestimmt wird“. Bei NEEF (1967) werden derart definierte Einheiten als Physiotope bezeichnet. Auch STEINHARDT et al. (2005) führen Geotop als Synonym zu Physiotop auf.

Die zweite Bedeutung von „Geotopen“ ist nach AD-HOC-AG GEOTOPSCHUTZ (1996): „Erdgeschichtliche Bildungen der unbelebten Natur, die Erkenntnisse über die Entwicklung der Erde und des Lebens vermitteln. Sie umfassen Aufschlüsse von Gesteinen, Böden, Mineralien und Fossilien sowie einzelne Naturschöpfungen und natürliche Landschaftsteile.“ Der Geotop ist demnach ein geologisch bedeutsames Objekt.

Um Missverständnisse zu vermeiden, sollte daher die Bezeichnung „Physiotop“ für die standörtliche Grundeinheit im geographischen Sinne bevorzugt werden. Nach MOSIMANN (2008 mdl.) wird der Begriff „Geotop“ in der Landschaftsökologie nicht mehr verwendet, da es zu einem Bedeutungswandel im Sinne eines schutzwürdigen geologischen Objekts gekommen ist.

Nach v. HAAREN (2004: 132) ist ein Geotop analog zum Biotop ein „Ort, der hinsichtlich Entwicklung, Aufbau und Eigenschaften der Erde charakterisiert ist. Geotope sind also erdgeschichtliche Bildungen an einem bestimmten Ort. [...] Schutzwürdig sind

diejenigen Geotope, die sich auf Grund einer besonderen erdgeschichtlichen Bedeutung, Eigenart, Seltenheit oder Schönheit auszeichnen.“ Diese Definition ist vorteilhafter als die oben zitierte, weil sie von einem wertfreien Geotopbegriff ausgeht.

### 3.2.4 Komplexe landschaftsökologische Einheiten

Neben den Einheiten der topischen bzw. topologischen Dimension (mit der Endung -top), die homogene Landschaftsausschnitte bezeichnen, stehen Kategorien komplexer landschaftsökologischer Einheiten:

**Choren:** Dies ist die landschaftsökologische Bezeichnung für Landschaftskomplexe, die aus mehreren Topen bestehen. Sie werden unterteilt in Nano-, Mikro-, Meso- und Makrochoren. „Die chorologische Dimension in der landschaftsökologischen Betrachtung umfasst Gebiete, die – im Gegensatz zur topologischen Dimension – einen geographisch heterogenen Aufbau aufweisen.“ (LESER 1978: 220).

Die kleinsten Komplexeinheiten, die manchen Erfassungseinheiten von Biotopkartierungen entsprechen, werden als Mikrochoren, teilweise auch als Ökotopgefüge bezeichnet (vgl. LESER 1997). Sie sind kleinräumigen Biotopkomplexen vergleichbar, während Meso- und Makrochoren – vereinfacht betrachtet – den laienhaften Vorstellungen von kleineren und größeren „Landschaften“ (wie z. B. Lüneburger Heide, Harz) nahe kommen.

**Naturraum:** Die natürliche Ausstattung eines bestimmten Landschaftsraums (Naturraumpotenzial, vgl. STEINHARDT et al. 2005: 62). „Im Gegensatz zur Landschaft ist der Naturraum, sieht man von wenigen unberührten Teilen unseres Planeten ab, real nicht existent. [...] Naturräume kennzeichnen, unabhängig von der gegenwärtigen Nutzung, die Ausstattung eines bestimmten Erdraumes“ (BARSCH in BARSCH et al. 2000: 18 f). Der Ökotop ist die kleinste naturräumliche Einheit (LESER 1978).

In der Landschaftsplanung wird allerdings auch der Naturraum (ähnlich wie der Biotop) als reale Landschaft aufgefasst. Er ist „eine physiographisch (d. h. geologisch, geomorphologisch, klimatisch, bodenkundlich, hydrologisch) abgegrenzte Landschaftseinheit von ganzheitlichem Charakter“ (WIEGLEB et al. 2002: 288).

**Landschaft:** Für diesen Begriff lassen sich unzählige Definitionen finden, z. B. „Teil der Erdoberfläche, der durch Faktoren wie Relief, Boden, Klima, Wasserhaushalt, Vegetation, Tierwelt und menschlichen Einfluss in einheitlicher und charakteristischer Weise geprägt ist“ (SCHAEFER 2003: 180). Kleinere Einheiten wie die Biotope sind Landschaftselemente oder -ausschnitte.

„Unter ‚Landschaft‘ wird die zweidimensionale Erstreckung von Landbedeckungstypen, z. B. Biotopstypen oder Ökosystemen, die sich in kilometerweiter Ausdehnung in regelhafter Form wiederholen, verstanden (WIEGLEB et al. 2002: 288, nach FORMANN & GODRON 1986).

„Nach Struktur (Landschaftsbild) und Funktion (Landschaftshaushalt) geprägter, als Einheit aufzufassender Ausschnitt der Erdoberfläche, aus einem Gefüge von Ökosystemen oder Ökotopten bestehend“ (ANL & DAF 1991: 58).

„Das konkret, d. h. real vorhandene landschaftliche

Ökosystem eines beliebig ausgedehnten räumlichen Ausschnittes der Geosphäre“ (LESER 1978: 33). Landschaft ist der räumliche Repräsentant des landschaftlichen Ökosystems (LESER 1984).

Der Begriff „bezeichnet Inhalt und Wesen eines von der Naturausstattung vorgezeichneten und durch die Gesellschaft beeinflussten und gestalteten Raumes als Ausschnitt aus der Erdhülle (HAASE et al. 1991, zit. in STEINHARDT et al. 2005: 28).

„Eine Landschaft ist ein Teilraum der Erdoberfläche, der durch ein Mosaik lokaler und sich wiederholender Ökosysteme mit ihren Biozöosen sowie Ökosystemkomplexen aufgebaut wird. Dieses Mosaik ist strukturell und funktionell gekennzeichnet. Der Mensch mit seinen Siedlungs- und Nutzungsflächen ist Teil des Gesamtsystems“ (KRATOCHWIL & SCHWABE, 2001: 618).

Landschaftselement: „einheitlich ausgestattete und genutzte Struktureinheit der Landschaft“ (BARSCH in BARSCH et al. 2000: 21). Dieser landschaftsökologischen Einheit wird der Biotop als geobotanisch-faunistischer Bezugsraum gegenübergestellt.

Neben diesen vorrangig naturwissenschaftlich fundierten Definitionen von Landschaft stehen wahrnehmungspsychologische bzw. soziozentrierte Landschaftsbegriffe. Diese haben für eine umfassende Auseinandersetzung mit „Landschaft“ ihre Berechtigung (sofern sie nicht mit Alleingültigkeitsanspruch formuliert werden), können aber nicht Grundlage eines Biotoptypenkonzeptes sein. Insofern kann der dogmatischen Auffassung von KÜHNE (2006: 151) nicht gefolgt werden, dass Landschaft nicht objektiv gegeben, sondern ausschließlich ein „sozial begründetes individuelles Konstrukt“ sei.

Landschaft ist ein vieldeutiger Begriff, der je nach Betrachtungsebene u. a. physiographische, funktionale, wahrnehmungspsychologische, kulturelle und verwaltungstechnische Aspekte beinhaltet (vgl. WIEGLEB et al. 2002: 288).

### 3.2.5 Fazit: Vergleich von Biotop und Ökotop

Abb. 3 verdeutlicht die Relationen zwischen dem Ökotop und seinen Partialkomplexen sowie dem Biotop in einer engeren und einer weiteren Fassung. Der Biotopbegriff in der hier vertretenen weiten Definition des Naturschutzes ist umfassender als der Ökotopbegriff einiger Autoren (s.o.). Die Position der Begriffe in den beiden unteren Zeilen von Abb. 3 soll zum Ausdruck bringen, dass der Ökotop vorrangig an den abiotischen Standortfaktoren, der Biotop dagegen stärker an der Biozönose und den Einflüssen des Menschen ausgerichtet ist (je nach Sichtweise kann der Mensch auch als Teil der Biozönose aufgefasst werden). Sowohl Ökotop als auch Biotop sind die Raumeinheiten eines landschaftlichen (konkreten) Ökosystems (im Unterschied zu abstrakten, rein funktionalen Ökosystemkonzepten).

Nach den vorherrschenden landschaftsökologischen Definitionen von Naturräumen und Landschaften (s.o.) repräsentieren Ökotope als kleinste Naturraumeinheiten vorrangig das natürliche Standortpotenzial, während Biotope Ausschnitte realer, durch menschliche Nutzung und die aktuelle Vegetation geprägter Landschaften sind.

Landschaftliches Ökosystem						
Morphotop (Relieftyp)	Pedotop (Bodentyp)	Hydrotop (Gewässer-/ Wasserhaus- haltstyp)	Klimatop (Gelände- klimatyp)	Phytotop (Vegetations- typ)	Zootop (Zootoptyp)	Anthropotop (Nutzungstyp)
Physiotop (Standort)				Biotop*		
Ökoto p					Technotop	
<b>B i o t o p **</b>						

Abb. 3: Biotop, Ökoto p und Partialkomplexe landschaftlicher Ökosysteme

\* engere Fassung im Sinne der Landschaftsökologie (z. B. LESER 1984)

\*\* weitere Fassung aus naturschutzfachlicher Sicht

Die Begriffe „Biotop(typ)“ und „Biotopkartierung“ können als etabliert betrachtet werden, wenn es um die naturschutzfachliche Erfassung von Lebensräumen geht. Nur vereinzelt wird stattdessen von Ökoto pen bzw. Ökotoptypen gesprochen (z. B. bei der Erarbeitung eines Pflege- und Entwicklungsplans für das NSG Lüneburger Heide, vgl. CORDES et al. 1997). Wie unter 3.2.1 dargestellt ist die Verwendung des Ökoto pbegriffs – ausgehend von seiner vorherrschenden Handhabung in der Landschaftsökologie – nicht sachgerecht, wenn die Biozönosen (und nicht Standorte bzw. ökologische Prozesse) vorrangiger Gegenstand der Betrachtung sind. Die parallele Verwendung von Biotop und Ökoto p wäre im Naturschutz aufgrund ihrer – je nach Auffassung starken oder vollständigen – inhaltlichen Überschneidung nicht sinnvoll, eine Ersetzung des Biotops durch den (für bestimmte Aspekte zutreffenden) Ökoto p nicht durchzusetzen und auch nicht notwendig. Nach WIEGLEB et al. (2002) ist die Einführung des Ökoto pbegriffs in die Naturschutzpraxis nicht erforderlich, wenn der Biotop entsprechend definiert wird. Der Ökoto p sollte als spezifischer Fachterminus der Landschaftsökologie bzw. physischen Geographie betrachtet werden, so wie die Pflanzengesellschaft Gegenstand der Pflanzensoziologie ist. Der Biotop ist der Fachterminus des Naturschutzes, wenn es um die Typisierung, Erfassung und Bewertung von topographisch abgrenzbaren Lebensräumen geht.

### 3.3 Vegetationskundliche Grundlagen der Biotopklassifikation

#### 3.3.1 Grundbegriffe

Die Vegetationskunde bzw. Pflanzensoziologie bildet das wichtigste Fundament der Biotopkartierung. Sie erforscht die Beziehungen zwischen Standort und Vegetation und ermöglicht es, die meisten Arten der Farn- und Blütenpflanzen hinsichtlich ihrer Zeigerfunktion sehr gut beurteilen zu können. Das System der Pflanzengesellschaften und ihre Beschreibung in der vegetationskundlichen Literatur schaffen die Basis für das Verständnis der Zusammenhänge zwischen Standorteinheiten, Nutzungstypen sowie realer und potenziell natürlicher Vegetation, ohne die ein Biotoptypenkonzept nicht vorstellbar ist. In der Kartierungspraxis bilden Vegetationstypen einen der

wesentlichsten Parameter zur Ansprache und Abgrenzung von Biotopen. Deswegen, aber auch um die Unterschiede zwischen Biotop- und Vegetationskartierung herausarbeiten zu können (s. 3.4.5), bedarf es einer kurzen Vorstellung wichtiger Begriffe der Vegetationskunde im weiteren und der Pflanzensoziologie im engeren Sinne. Im Vordergrund stehen dabei die Kennartenfunktion von Pflanzen und die Prinzipien der Syntaxonomie bzw. pflanzensoziologischen Systematik.

**Vegetation:** Unter Vegetation versteht man „die Gesamtheit der Vergesellschaftungen von Pflanzen in einem bestimmten Gebiet“ (DIERSCHKE 1994: 13). Neben der aktuell vorhandenen (realen) Vegetation ist das Konstrukt der „potenziellen natürlichen Vegetation“ im Kontext von Naturschutz und Landschaftsplanung von Bedeutung:

**Potenzielle natürliche Vegetation (pnV):** Die heutige potenzielle natürliche Vegetation ist die höchstentwickelte Vegetation, die sich unter den gegenwärtigen Standortbedingungen einstellen könnte. Dabei werden nachhaltige bzw. irreversible anthropogene Standortveränderungen durch menschlichen Einfluss einbezogen (vgl. KAISER et al. 2002: 227). Neben der hpnV kann auch die natürliche Vegetation anderer Zeiträume betrachtet werden, insbesondere die ursprüngliche natürliche Vegetation vor Beginn anthropogener Eingriffe („rekonstruierte natürliche Vegetation“ nach KOWARIK 1988). Pflanzengesellschaften, die von der „Schlussgesellschaft“ der hpnV des betreffenden Standorts abweichen, werden als „Ersatzgesellschaften“ bezeichnet (vgl. z. B. WILMANN 1978: 39).

Die Fragen der Definitionen von (potenzieller) natürlicher Vegetation, von Schlussgesellschaften und Klimaxvegetation sind sehr vielschichtig und können an dieser Stelle nicht vertieft werden. Es wird auf die zitierte Literatur verwiesen.

**Syntaxonomie:** „Teilgebiet der Pflanzensoziologie, das sich mit der Typisierung von Pflanzenbeständen und der Ordnung ihrer Typen in einem induktiv-hierarchisch aufgebauten System befasst“ (KAISER et al. 2002: 228). Somit entspricht die Klassifikation und Typisierung von Biotopen sinngemäß der pflanzensoziologischen Syntaxonomie.

**Diagnostische Arten:** Pflanzenarten die zur Bestimmung von Vegetations- oder Biotoptypen geeignet sind, werden zusammenfassend als diagnostische Arten bezeichnet (DIERSCHKE 1994). Dabei werden folgende Kategorien unterschieden:

- **Kenn- oder Charakterarten:** Sie haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in einem bestimmten Vegetationstyp und kennzeichnen ihn gegenüber allen anderen (DIERSCHKE 1994).
- **Trenn- oder Differentialarten:** Diese trennen bestimmte Vegetationstypen voneinander, ohne auf diese beschränkt sein zu müssen (ebd.).
- **Ökologische Artengruppen:** Ökologische Artengruppen umfassen Pflanzenarten, die identische bzw. sehr ähnliche Standortansprüche und damit eine bestimmte Zeigerfunktion haben (vgl. z. B. DIERSCHKE 1994). Diese Zeigerfunktion wird durch die Zeigerwerte nach ELLENBERG ausgedrückt. Ökologische Artengruppen für Wälder benennt z. B. HOFMEISTER (1997). Er unterscheidet bei den Waldbodenpflanzen 22 ökologische Gruppen. So kennzeichnen z. B. die „Wiesen-Schlüsselblumen-Gruppe“ Wälder trockenwarmer, basenreicher Standorte, die „Lerchensporn-Gruppe“ frische bis feuchte, nährstoff- und basenreiche Böden.

Eine vierte Kategorie diagnostischer Arten bilden nach SCHUBERT (2005) **Arten mit hohem Bauwert** (oder Strukturwert), wozu insbesondere **dominante Arten** zählen, sofern diese Gegenstand der angewandten Klassifikationsmethode sind (s.u.). Grundsätzlich kann eine Art gleichzeitig mehreren Kategorien angehören (z. B. dominant auftretende Kennarten oder Kenn- bzw. Trennarten, die gleichzeitig einer bestimmten ökologischen Artengruppe angehören).

MUCINA et al. (1993, zit. in GLAVAČ 1996) propagieren zur Identifikation von Vegetationstypen eine **diagnostische Artenkombination**, die neben Kenn- und Trennarten auch konstante Begleiter, dominante und optisch prägende Arten umfasst.

Diese Begriffe sind von grundlegender Bedeutung für die Typisierung und Kartierung derjenigen Biotope, die von Vegetation geprägt werden. Dies gilt im Besonderen für die Konzepte der ökologischen Artengruppen (als Indikatoren) und der (h)pnV (als wichtige Bezugseinheit für deduktive Arbeitsschritte der Biotopklassifikation, s. Kapitel 7).

### 3.3.2 Klassifikation von Vegetation<sup>5)</sup>

Bei der Klassifikation der Vegetation gibt es nach KRATOCHWIL & SCHWABE (2001) drei prinzipielle Möglichkeiten:

1. Nach dominanten Arten: Vegetationsbestände, die durch die Vorherrschaft einzelner oder weniger Arten geprägt sind, lassen sich – zumindest auf einer oberen bis mittleren Hierarchiestufe – gut und methodisch leicht nach dominanten Arten gliedern. Dies betrifft besonders die Vegetation auf extremen Standorten. Beispiele sind Wasserpflanzen-, Röhrlicht-, Großseggen- oder Heide-Gesellschaften, weiterhin viele Waldtypen. Weniger geeignet ist dieser Ansatz z. B. für artenreiches Grünland. Diese Methode spielt u. a. in Skandinavien und im englischsprachigen Raum eine Rolle, z. B. die „Uppsala-Schule“ nach DU RIETZ: Klassifikationskriterien sind konstante oder dominante Arten bestimmter Vegetationsschichten (vgl. DIERSCHKE 1994).

<sup>5)</sup> Namen von Pflanzengesellschaften richten sich nach RENN-WALD (2000, einschließlich dort aufgeführter Synonyme), sofern keine andere Quelle genannt wird.

2. Nach Charakterarten: „Zürich-Montpellier-Schule“ nach BRAUN-BLANQUET. Das pflanzensoziologische System dieser Schule bestimmt die (west-) deutsche Vegetationskunde. Dieses baut auf Kennarten auf, die nach statistischen Regeln der Stetigkeit ermittelt werden.
3. Nach Zeigerartengruppen: Hier ist v. a. das „Eberswalder System“ nordostdeutscher Pflanzensoziologen (v. a. SCAMONI, PASSARGE und HOFMANN) zu nennen. Als Nachteil dieser Methode gilt eine ausufernde Zahl von Pflanzengesellschaften (vgl. DIERSCHKE 1994). Hierzu gehört auch das Prinzip der „Vegetationsformen“ (s.u.).

In der Praxis sind alle drei Ansätze wichtig und werden vielfach kombiniert. Auch die Pflanzensoziologie nach dem Charakterartenprinzip berücksichtigt dominante Arten (z. B. bei der Trennung von Buchen- und Eichen-Hainbuchenwälder der Verbände *Eu-Fagion* und *Carpinion*) und Zeigerarten, die vielfach Differenzialarten zur weiteren Untergliederung der Einheiten sind.

Nach DIERSCHKE (1994) können bei umfassenderer Betrachtung folgende Grundtypen der Klassifikation von Vegetation (oder auch Biotopen) unterschieden werden:

- Physiognomisch: rein physiognomische Ordnung nach Struktur und Textur der Vegetation.
- Physiognomisch-ökologisch: Kombination von Struktur- und Standortmerkmalen.
- Ökologisch-standörtlich: Vorrangige Ordnungskriterien sind Standortmerkmale. Bekanntestes Beispiel sind die vorwiegend großklimatisch definierten Vegetationszonen der Erde.
- Ökologisch-funktional: Hier steht die Funktion von Ökosystemen (einschließlich der Rolle des Menschen) im Vordergrund, u. a. Biomasse, Produktivität, Stoffbilanzen.
- Floristisch-soziologisch: Vorrangiges Merkmal ist die Artenkombination (Kenn- und Trennarten). Dieses Prinzip der BRAUN-BLANQUET-Schule hat sich in der Pflanzensoziologie am stärksten durchgesetzt. Grundlage dieser Klassifikation ist der Tabellenvergleich von Vegetationsaufnahmen. Vorteile sind die gute Nachvollziehbarkeit und die festen Regeln für die Benennung (Syntaxonomie). Der größte Nachteil ist (v. a. bei weltweiter Betrachtung), dass der Bezugsraum floristisch gut erforscht sein muss und die Arten sehr genau aufgenommen werden müssen. Die Einheiten haben zudem nur für begrenzte Areale Gültigkeit.
- Floristisch-syngenetisch (dynamisch): aufbauend auf Sukzessions-Serien (Entwicklungsstadien der Vegetation) auf bestimmten Standorten (z. B. Hydro- oder Xeroserien).
- Floristisch-arealgeographisch: vegetationsgeographische Klassifikation, nur für großräumige Betrachtungen geeignet.
- Floristisch-räumlich: eher eine vegetationsbezogene Landschaftsgliederung als eine Vegetationsklassifikation, z. B. die Birken-Eichen-Landschaft nach TÜXEN.

Auf dieser Grundlage ergeben sich verschiedene Varianten von Vegetationstypen:

**Pflanzengesellschaft (i. e. S.):** Pflanzengesellschaften sind – im Sinne der Schule von BRAUN-BLANQUET –

„regelhafte, typisierbare Vergesellschaftungen von Pflanzen [...], die sich jeweils durch bestimmte Arten (Kenn- und Trennarten) von anderen Vegetationstypen unterscheiden“. Grundeinheit dieser Pflanzengesellschaften bzw. Syntaxa ist die **Assoziation**, eine „Pflanzengesellschaft bestimmter floristischer Zusammensetzung, einheitlicher Standortbedingungen und einheitlicher Physiognomie“ (nach FLAHAULT & SCHRÖTER 1910, zit. in RABOTNOV 1992: 209, DIERSCHKE 1994: 255). Diese ursprüngliche, recht allgemein gehaltene Definition lässt sich sinngemäß auch gut auf Biotope übertragen: Ein Biotop ist der Ort einer Biozönose mit bestimmter Artenzusammensetzung, einheitlichen Standortbedingungen (inkl. Nutzung) und einheitlicher Struktur. In der heutigen Pflanzensoziologie wird die Assoziation aber enger und ausschließlich floristisch-soziologisch definiert: Eine Assoziation ist ein Vegetationstyp, der über eine oder mehrere Charakterarten verfügt und sich nicht in weitere Einheiten mit eigenen Charakterarten untergliedern lässt (nach BERGMEIER et al. 1990, zit. in BRAND 2000). Die standörtliche Bandbreite dieser Assoziationen ist oft sehr groß (vgl. z. B. Assoziationen wie *Lolio-Cynosuretum* oder *Galio odoratae-Fagetum*, die erst auf der Ebene von Subassoziationen oder Varianten standörtlich homogen sind). Auch die Physiognomie kann innerhalb einer Assoziation erhebliche Unterschiede aufweisen, wenn z. B. immergrüne Kiefernwälder und sommergrüne Birkenwälder auf Moorstandorten in der Assoziation des *Vaccinio uliginosi-Betuletum* zusammengefasst werden (vgl. z. B. MAST 1999).

Das hierarchische System der Pflanzengesellschaften gliedert sich in: Klasse, Ordnung, Verband, Assoziation, Subassoziation und weitere Unterteilungen, daneben auch „ranglose“ Gesellschaften.

Nach ELLENBERG (1963) war wohl der Kennartenreichtum der alpinen Vegetation maßgeblich für die Entwicklung der Pflanzensoziologie von BRAUN-BLANQUET, während Vegetationskundler in Gebieten mit artenärmerer Vegetation das Vorherrschen bestimmter Arten oder andere Kriterien in den Vordergrund ihrer Klassifikation stellten.

**Vegetationstyp (i. w. S.):** Ein Vegetationstyp ist „eine typisierte Vergesellschaftung von Pflanzen“ (KAISER et al. 2002) und wird weiter gefasst als die Pflanzengesellschaft. Denn das Kennartenprinzip gemäß BRAUN-BLANQUET (Zürich-Montpellier-Schule) ist nicht die einzige Methode zur Festlegung von Vegetationstypen. Die Pflanzengesellschaften gemäß BRAUN-BLANQUET sind durch Charakter- und Differenzialarten bestimmt. Es ist aber – wie oben angesprochen – ebenso möglich, Vegetationsbestände anhand bestimmter Artenkombinationen und/oder der Dominanz bestimmter Arten zu typisieren. So wäre z. B. ein „Brennnessel-Schilfröhricht“ durch die Dominanz dieser beiden Arten eindeutig bestimmt und hinsichtlich seiner Standortbedingungen gut zu kennzeichnen. In überregionalen Übersichten der Pflanzengesellschaften nach der BRAUN-BLANQUET-Schule wird man eine derartige Röhrichtgesellschaft allerdings vergeblich suchen, obwohl es sich um einen weit verbreiteten Vegetationstyp von Brachen auf feuchten, nährstoffreichen Standorten handelt. Selbstverständlich lässt sie sich auch nach BRAUN-BLANQUET als „ranglose Gesellschaft“ beschreiben und kartieren. Jedoch führt es in der angewandten Vegetationskunde immer wieder zu

Problemen, wenn Vegetationsbestände keiner der in der Literatur beschriebenen Gesellschaften zuzuordnen sind.

**Dominanztypen** (Soziationen und Konsoziationen): Die Dominanz bestimmter (meist einer oder weniger) Arten ist ein leicht erkennbares Merkmal vieler Vegetationsbestände. Dominante Arten spielen sowohl im englischsprachigen Raum als auch in der skandinavischen Pflanzensoziologie (Uppsala-Schule) eine große Rolle (DIERSCHKE 1994). Doch auch in der mitteleuropäischen Syntaxonomie gibt es viele Typen, die durch die Dominanz von Arten geprägt sind, die dann allerdings zugleich als Kennarten eingestuft werden. Dies betrifft vor allem artenarme Pflanzengesellschaften auf Extremstandorten, z. B. verschiedene Großseggenriede, die jeweils durch die Dominanz einzelner *Carex*-Arten bestimmt sind (*Caricetum acutae*, *Caricetum acutiformis*, *Caricetum rostratae* u. a.).

**Formation:** „Eine Pflanzengemeinschaft, die durch das Vorherrschen bestimmter Wuchsformen gekennzeichnet ist und dadurch einen einheitlichen physiognomischen Charakter erhält. Beispiele sind Laubwald, Nadelwald, Wiese [...]“ (WAGENITZ 2003: 115). Statt Wuchsformen werden auch die Begriffe „Lebensform“ und „Gestalttyp“ verwendet (vgl. z. B. WILLMANN 1978). Für die Typisierung relevante Wuchs- bzw. Lebensformen sind u. a.: Bäume (unterteilt in Laub- und Nadelbäume, immergrüne und laubabwerfende), Sträucher, Zwergsträucher, Halbsträucher, krautige Pflanzen (weitere Unterteilungen, z. B. Hochstauden, Grasartige, Annuelle), Schwimmblattpflanzen (unterteilt in wurzelnde und schwebende), Tauchblattpflanzen. Formationen sind somit Vegetationsstrukturtypen, die ohne Kenntnis der jeweils vorkommenden Arten aufgrund physiognomischer Merkmale erkannt werden können. Einige Autoren beziehen außerdem standörtliche (v. a. großklimatische) Merkmale mit ein. Diese bedingen zwar die Vegetationsstruktur, lassen aber weitere Differenzierungen zu (z. B. boreale Nadelwälder) (vgl. DIERSCHKE 1994). Formationen sind besonders für globale Übersichten sowie für die Kartierung floristisch schlecht erforschter Regionen geeignet (vgl. z. B. WILLMANN 1978, DIERSCHKE 1994).

Außerdem werden Formationen bei der Anordnung der Klassen im pflanzensoziologischen System zu Grunde gelegt (vgl. z. B. WILLMANN 1978, RENNWALD 2000). Dabei spielt die „soziologische Entwicklungshöhe“ eine wesentliche Rolle. Die Steigerung der Entwicklungshöhe wird als „**soziologische Progression**“ bezeichnet. Hauptkriterium ist die Komplexität der Vegetationsstruktur (z. B. Zahl der Schichten, Vielfalt der Wuchsformen, Zusammenschluss und Lebensdauer der Bestände) (vgl. WILLMANN 1978: 17 f.). Das Prinzip der soziologischen Progression bedingt, dass das pflanzensoziologische System üblicherweise bei den einfach strukturierten, wenig ortsfesten und kurzlebigen Wasserlinsen-Gesellschaften beginnt und bei den vielschichtigen, langlebigen Wäldern endet. Da die Wuchsformen der vorherrschenden Pflanzen die Struktur von Biotopen prägen können, ist das Formationskonzept auch für die Biotypisierung relevant (vgl. 7.3).

**Vegetationsform:** ein nach strukturellen und floristisch-soziologischen Merkmalen definierter sowie standortökologisch gekennzeichnete Vegetationstyp. Die Namengebung erfolgt meist durch Kombination

von ein bis drei (deutschen) Pflanzennamen, z. B. „Wasserdost-Weidenröschen-Schilfröhricht“ (SLOBBODA in BARSCH et al. 2000).

„Eine Vegetationsform ist ein floristisch-soziologisch definierter Vegetationstyp, der sich in Koinzidenz zur entsprechenden Standortform befindet und der eine Elementareinheit des landschaftlichen Vegetationsmosaiks vegetationsökologisch kennzeichnet“ (nach SCHLÜTER 1982, 1995, zit. in BASTIAN & SCHREIBER 1999: 147). Diese Elementareinheit ist der Phytotop (vgl. z. B. SUCCOW 1988).

Die Vegetationsform ist somit keine Pflanzengesellschaft i.e.S., sondern ein landschaftsökologischer Phytotop. Es handelt sich um einen Vegetationstyp mit Standort- und Raumbezug, der dem Biotoptyp konzeptionell näher steht als einer rein floristisch definierten Pflanzengesellschaft. Vegetationsformen werden bzw. wurden vorwiegend von landschaftsökologisch ausgerichteten Bearbeitern im ostdeutschen Raum verwendet und mittels ökologisch-soziologischer Artengruppen beschrieben (HALFMANN in BARSCH et al. 2000). KOSKA et al. (2008) bezeichnen die Vegetationsformen als floristische Entsprechung der Standorttypen. Sie sollen grundsätzlich nur durch Artenkombinationen unterschieden werden, die durch Standortunterschiede erklärt werden können. LESER (1997: 361 f.) weist darauf hin, dass von der Landschaftsökologie teilweise weiter gefasste „physiognomisch-ökologische Vegetationstypen“ verwendet werden, da den Pflanzengesellschaften aufgrund ihrer vielfach sehr engen Definition eine „geoökologische Aussagekraft“ fehlt. Nach PFADENHAUER (1997) ist eine Vegetationsgliederung nach ökologischen Artengruppen im Sinne dieser Vegetationsformen für angewandte Fragen der Landschaftsökologie besonders gut geeignet.

**Vegetationskomplexe:** In der Vegetationskunde versteht man unter einem Vegetationskomplex „das kleinräumige, oft regelhafte Neben- und Durcheinander verschiedener, mehr oder weniger selbständiger Vegetationstypen“ (DIERSCHKE 1994: 507).

„Ein Vegetationskomplex (Sigmatum, Sigmagesellschaft) ist gekennzeichnet durch eine spezifische, wiederkehrende und somit typisierbare Kombination von Pflanzengesellschaften, die einen relativ einheitlichen Landschaftsausschnitt besiedeln“ (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001: 81). Dabei werden folgende Typen unterschieden (DIERSCHKE 1994: 507 ff.):

- **Mosaikkomplexe:** „Unregelmäßige, aber regelhafte Muster verschiedener Vegetationstypen auf engem Raum“. Die einzelnen Typen sind über die ganze Fläche des Komplexes verteilt. Grundlage des Komplexes können sowohl Standortmosaika als auch Sukzessions- und Nutzungsmuster sein. Beispiele für natürliche Mosaikkomplexe: Hochmoore (Bulten, Schlenken etc.), für anthropogene: Huteweide (Magerrasen, Gebüsche, Baumgruppen etc.).
- **Gürtel- oder Zonationskomplexe:** Regelhafte Zonierungen entlang von Standortgradienten, z. B. Verlandungszonen eines Sees (Feuchtegradient), Zonierung von Salzwiesen (Salz- und Feuchtegradient), Waldränder (Lichtgradient). KRATOCHWIL & SCHWABE (2001) verwenden dafür die Begriffe catenaler Vegetationskomplex oder Substratmosaik.
- **Genetischer Gesellschaftskomplex:** Alle Phasen und Stadien der Primärsukzession sowie alle sekundären

Entwicklungen (Ersatzgesellschaften) im Wuchsbereich einer Schlussgesellschaft (DIERSCHKE 1994, nach SEIBERT). KRATOCHWIL & SCHWABE (2001) bezeichnen diese Variante als serialen Vegetationskomplex oder Phasenmosaik. Die längerfristige Abfolge verschiedener Vegetationstypen an einem Ort wird dabei als Serie oder Entwicklungsreihe bezeichnet (z. B. Xeroserie). Genetische Gesellschaftskomplexe bzw. standortbezogene Vegetationsserien bilden eine wichtige Orientierung bei der Konzeption von Biotopklassifikationen (s. Kap. 7).

■ **Überlagerungs- und Durchdringungskomplexe:**

„Schwer differenzierbare Vermischungen und Überlagerungen von Pflanzengesellschaften, die sich bei grober Betrachtung eher als eigene Einheiten darstellen“ (ebd.: 512). Dazu können auch Sukzessionsstadien zählen, in denen ein (meist höherwüchsiger) Typ einen anderen allmählich überwächst und verdrängt (z. B. das Eindringen von Schilf oder Weidengebüsch in eine Nasswiesenbrache).

Mit der pflanzensoziologischen Typisierung und Kartierung von Vegetationskomplexen befasst sich die Syn- oder Sigmasoziologie (DIERSCHKE 1994: 515 ff.). Vegetationskomplex-Typen (Sigmaten) sind „regelhaft auftretende mosaik- oder gürtelartige Vegetationskomplexe“ (ebd.: 256). Da Ausgangspunkt einer Komplexanalyse meist Standorteinheiten sind, ergeben sich bei dieser Methodik Übergänge von der vegetationskundlichen zur landschaftsökologischen Arbeitsweise. Auf der landschaftlichen Ebene befasst sich dann die Geo-Synsoziologie mit einer naturräumlichen Landschaftsgliederung auf vegetationskundlicher Grundlage. Beispiele für Geosigmaten sind *Betulo-Querceto-Geosigmatum* (Birken-Eichenwald-Landschaft des nordwestdeutschen Tieflands), *Ammophileto arenariae-Geosigmatum* (Küstendünen-Landschaft) (ebd.: 522 f.).

Da viele Pflanzengesellschaften sehr kleine Flächen unterhalb der topischen Dimension besiedeln (< 100 m<sup>2</sup>, z. T. sogar < 1 m<sup>2</sup>), bilden bei einigen Standorteinheiten eher die Sigmeten die Bezugseinheit für Biotoptypen. Beispiele sind Felsen mit Felsspalten- und Felsband-Gesellschaften, die Bulten- und Schlenken-Gesellschaften von Hochmooren (vgl. SUCCOW 1988: 61) oder Stillgewässer mit einer Zonierung verschiedener Wasserpflanzen-Gesellschaften.

WIEGLEB et al. (1991) stellen am Beispiel der Erlenwälder im nordwestlichen Niedersachsen einen interessanten Vergleich von drei Klassifikationsmethoden vor, der für die Typisierung vegetationsgeprägter Biotope von exemplarischer Bedeutung ist. Diese Autoren propagieren eine „pluralistische Vegetationskunde“ (ebd.: 310), die offen für verschiedene Ansätze ist:

1) Klassifikation nach Vegetationsstruktur (Dominanztypen): Kriterium ist die dominante Wuchsform des Unterwuchses, vorrangig der Krautschicht. Die Auswahl der untersuchten Bestände war zuvor bereits nach ihrer Struktur (Formation Wald) vorgenommen worden, indem nur geschlossene Baumbestände ab 10 m Höhe einbezogen wurden. Dadurch ergaben sich Dominanztypen, unterteilt in 8 Haupttypen und 28 Untertypen, beispielsweise:

1. Haupttyp: Von hochwüchsigen (röhrichtbildenden) Gräsern dominierte Erlenwälder, 1.1 *Glyceria maxima*-Erlenwald, 1.2 *Calamagrostis canescens*-Erlenwald.

Zu den Vorteilen dieser Methode gehört die leichte Erkennbarkeit der Typen im Gelände, zu den Nachteilen

die große Typenzahl und Probleme bei der Zuordnung von Beständen mit gleichen Anteilen verschiedener Wuchsformen oder jahreszeitlich wechselnden Dominanzen.

2) Klassifikation nach operationalen floristischen Kriterien: Zunächst wurden Kleintypen nach floristischer Ähnlichkeit ausgeschieden. Diese wurden zu Basistypen gruppiert, wobei Standortfaktoren einbezogen wurden (daher entspricht diese Variante am ehesten der ökologisch-soziologischen Klassifikation). Es ergaben sich 6 Basistypen mit insgesamt 21 Kleintypen, z. B.: Basistyp A: Bodensaurer Erlen(bruch)wald (Torfmoos-Erlenwald), A1. *Molinia caerulea*-Typ mit *Carex nigra*.

3) Pflanzensoziologische Klassifikation auf der Basis von Differentialartengruppen. Die Aufnahmen wurden zwei Assoziationen (*Fraxino-Alnetum*, *Carici elongatae-Alnetum*) zugeordnet, wobei beim vorherrschenden *Carici elongatae-Alnetum* vier Subassoziationen mit jeweils 1-3 Varianten unterschieden wurden.

Im Vergleich ergab sich eine geringe Übereinstimmung der Typen, d. h. Aufnahmen, die nach der ersten Methode einem Typ angehörten, wurden nach den beiden anderen Methoden jeweils mehreren verschiedenen Typen zugeordnet. Am besten wurde die Methode 2 bewertet, da sie zu gut nachvollziehbaren Typen führte, die zudem einen deutlichen Standortbezug aufwiesen. Auch die Dominanzmethode (1) wurde positiv bewertet, zumal sie den geringsten Aufwand verursachte (keine Tabellenarbeit erforderlich). Als am wenigsten operational wurde die pflanzensoziologische Methode eingestuft, insbesondere weil die Typen schlecht nachvollziehbar waren und die Vielfalt der Ausprägungen nur unzureichend wiedergaben (starker Informationsverlust).

Die Typologie der Methode 2 entspricht weitgehend üblichen Bezeichnungen von Biotoptypen, indem prägende Arten und Standorte berücksichtigt werden.

Dieser Vergleich verdeutlicht ein Kardinalproblem der Pflanzensoziologie: Die veröffentlichten Übersichten der Pflanzengesellschaften Deutschlands (z. B. POTT 1995a) oder einzelner Bundesländer (z. B. PREISING et al. 1990 ff.) beschreiben ganz überwiegend nur „gute“ Gesellschaften, also (abgesehen von den höheren Syntaxa) im Wesentlichen Assoziationen und Subassoziationen. Diesen lässt sich allerdings ein großer – oder sogar der überwiegende – Teil der realen Vegetationsbestände nicht zwanglos zuordnen, nicht zuletzt infolge der umfangreichen Standort- und Nutzungsänderungen der letzten Jahrzehnte (SCHUBERT et al. 1995, 2001). Dies liegt wahrscheinlich auch an der Neigung vieler Pflanzensoziologen, „stärker anthropogen beeinflusste Bestände von der Erfassung auszuschließen“ (WIEGLEB et al. 1991: 310).

Verschiedene Vegetationskundler haben sich daher in letzter Zeit darum bemüht, die Klassifikation der Pflanzengesellschaften methodisch und inhaltlich zu erweitern, um diesem Problem gerecht zu werden. Dazu wurden z. B. Fragment-, Basal- oder Derivatgesellschaften sowie Zentralassoziationen beschrieben (vgl. DIERSCHKE 1994, SCHUBERT et al. 1995, 2001). Allerdings liegt keine zusammenfassende Darstellung dieser Einheiten vor, so dass ihre Typisierung individuellen Lösungen vorbehalten bleibt. Damit sind gebietsübergreifende typbezogene Auswertungen nicht möglich.

Auch SCHUBERT et al. (1995, 2001) haben – wie seit Langem in der nordostdeutschen pflanzensoziologischen Schule üblich – die klassischen Assoziationen um weitere ergänzt, im Wesentlichen auf der Grundlage von ökologischen Artengruppen. Einige dieser Gesellschaften sind sehr prägnant und eine sinnvolle Ergänzung – auch wenn sie den Anforderungen an eine Assoziation nach BRAUN-BLANQUET nicht genügen. Beispiele sind der Brennessel-Erlenbruch (*Urtico-Alnetum glutinosae* [Scam. 1935] Fuk. 1961), der den in vielen Landschaften vorherrschenden Typ von Erlenbeständen auf entwässerten, eutrophierten Standorten aufgreift, oder die Gesellschaft des Drüsigen Springkrautes (*Impatiens glanduliferae-Convulvuletum sepium* Hilb. 1972), die einen in zunehmender Ausbreitung befindlichen Dominanzbestand eines Neophyten benennt. Allerdings wird dieses System wegen einer inflationären Tendenz bei der Benennung von Syntaxa kritisiert (z. B. DIERSCHKE 1994). Neben gut nachvollziehbaren Typen gibt es viele, die schlecht gekennzeichnet sind, z. B. der Straußgras-Eichenwald (*Agrostio-Quercetum* Pass. 1953 emend. Schub).

Während der Brennessel-Erlenbruch in die Standardliste von RENNWALD (2000) aufgenommen wurde, wird dort zu Dominanzbeständen von Neophyten und kennartenarmen Staudenfluren ausgeführt: „Für die Vegetationskartierung vor Ort ist die Abgrenzung und Benennung dieser Gesellschaften unverzichtbar, für die Standardliste sind diese Fragmente, Überlagerungen und Fazies hingegen verzichtbar.“ Für Biotoptypenschlüssel gilt dagegen, dass alle zu erfassenden Typen auch Teil der Klassifikation sein müssen.

Ein besonderes Problem der Pflanzensoziologie ist, dass nur ein kleiner Teil der Farn- und Blütenpflanzen ökologisch so eng eingenischt ist, dass sie als Assoziationskennarten geeignet sind. Dies hat in den letzten 20 Jahren dazu geführt, dass viele der früher beschriebenen Assoziationen aufgehoben wurden und die entsprechenden Vegetationsbestände in eine deutlich geringere Zahl von weit gefassten Assoziationen eingeordnet bzw. als ranglose Gesellschaften nur auf Verbands- oder Ordnungsebene einsortiert wurden. So werden nicht wenige Vegetationstypen, die hinsichtlich der Standortverhältnisse und Artenzusammensetzung gut gekennzeichnet sind, in der Liste der Pflanzengesellschaften nicht mehr gesondert aufgeführt. Ein prominentes Beispiel sind die Pfeifengras-Wiesen nährstoff- und kalkarmer Standorte, die früher als *Junco-Molinietum* bzw. in der nordwestdeutschen Variante mit *Cirsium dissectum* als *Cirsium dissecti-Molinietum* typisiert waren. Im aktuellen Verzeichnis der Pflanzengesellschaften Deutschlands werden sie zusammen mit anderen regionalen Ausprägungen als *Succisa pratensis-Juncus conglomeratus*-Gesellschaft dem *Calthion* zugeordnet (vgl. RENNWALD 2000). Dieses Beispiel belegt zudem, dass die pflanzensoziologischen Einheiten primär floristisch und nur bedingt ökologisch begründet sind. Aus ökologischer Sicht ist es nicht zweckmäßig, diesen mageren Feuchtwiesentyp den nährstoffreichen Sumpfdotterblumen-Wiesen zuzuordnen.

ZACHARIAS (1996: 97) betont am Beispiel von Auwäldern (die auf Verbandsebene dem *Alno-Ulmion* zuzuordnen sind), dass es für angewandte Fragestellungen nachrangig ist, ob ein Bestand einer bestimmten Assoziation zuzuordnen ist. „Wesentlich bedeutsamer



wäre, ob Quellzeiger, Entwässerungszeiger, Zeiger für Nährstoffarmut, Arten, die auf einen sekundären Charakter des Bestandes hinweisen (Aufforstung einer ehemaligen Feuchtwiese), ob also ökologisch-soziologische Artengruppen vorhanden sind.“

Zusammenfassend betrachtet steht bei der Klassifikation von Pflanzengesellschaften der floristisch-soziologische Ansatz im Vordergrund, wobei aber dominante Arten sowie Zeigerarten ebenfalls von Bedeutung sind.

- Die mittleren und unteren Hierarchiestufen des in Mitteleuropa vorherrschenden pflanzensoziologischen Systems nach BRAUN-BLANQUET beruhen vorrangig auf dem floristisch-soziologischen Prinzip.
- Eine physiognomische oder physiognomisch-ökologische Klassifikation, die sich weitgehend an den Wuchsformen dominanter Arten orientiert, ist die der „Formationen“, die aber auch bei den oberen Hierarchiestufen des pflanzensoziologischen Systems und bei ihrer Anordnung nach der soziologischen Progression zur Anwendung kommen.
- Das Prinzip der „Vegetationsformen“ auf der Grundlage von ökologischen bzw. ökologisch-soziologischen Gruppen beinhaltet eine Kombination des ökologisch-standörtlichen und des floristisch-soziologischen Prinzips und ist daher für die Typisierung von Biotopen von besonderem Interesse.
- Neben Pflanzengesellschaften werden auch Vegetationskomplexe typisiert. Bei sehr kleinflächigen Vegetationsmosaiken entspricht eher der Vegetationskomplex dem Biotop (z. B. Bulten-Schlenken-Komplexe von Hochmooren).

### 3.4 Synthese: Komponenten von Biotopen und Typisierungskriterien

#### 3.4.1 Sektorale und ganzheitliche Ansätze der Typisierung

Auf der Grundlage der Erläuterungen in den Abschnitten 3.1 bis 3.3 lässt sich der ganzheitlich konzipierte Biotop in verschiedene Komponenten untergliedern. Nach dem landschaftsökologischen Ökotoptkonzept bildet die Basis eines Biotops eine homogene Standorteinheit (Physiotop), die durch Eigenschaften von Klima, Relief, Stoff- und Wasserhaushalt bestimmt wird. Auf der anderen Seite steht die Biozönose, die

diesen Standort besiedelt und ihrerseits prägt. In der Kulturlandschaft werden sowohl Standort als auch Biozönose mehr oder weniger von menschlichen Nutzungen beeinflusst bzw. bestimmt. Diese Zusammenhänge werden in Abb. 1 und Abb. 4 dargestellt und im Folgenden beschrieben:

Grundbausteine der Landschaft und damit der Biotope bilden zunächst das erdgeschichtlich bedingte **Ausgangsgestein** und das **Makroklima**, das von der Lage des Biotops auf der Erdkugel sowie von großräumigen Landschaftsstrukturen abhängt (Land-Wasser-Verteilung, Entfernung vom Meer, Verteilung von Gebirgen etc.).

Beide Grundbausteine bedingen die **Landschaftsgestalt (Relief)**, die wiederum Makroklima und Ausgangsgestein verändern kann (z. B. Gebirge als Klimascheiden, Veränderung des Gesteins durch Erosions- und Akkumulations-Prozesse). Das Relief (Hangneigung, Exposition, Kuppen, Senken etc.) bestimmt in Verbindung mit Makroklima und Ausgangsgestein das **Geländeklima (Mesoklima)**, den **Wasser- und den Stoffhaushalt**. Beim Stoffhaushalt spielen insbesondere die Nährstoffversorgung (Stickstoff, Phosphor, Kalium) sowie die Basenversorgung (v. a. Kalzium) bzw. der Säuregehalt eine entscheidende Rolle für die Eigenschaften von Biotopen. Auf Extremstandorten sind weitere Stoffe von Bedeutung, insbesondere Salze und Schwermetalle.

Alle diese Faktoren bedingen die Bildung und die Eigenschaften des **Bodens**. Dieser muss (noch) nicht entwickelt sein, ist also ein fakultativer Bestandteil des Biotops. Falls der Boden fehlt, treten an seine Stelle Rohgesteine oder sonstige Substrate (Gletschereis, anthropo- oder biogene Substrate). Bei dauerhaft wasserbedeckten Standorten sind neben dem Boden (hier der Gewässergrund) die **Eigenschaften des Wasserkörpers** von Bedeutung (Tiefe, Fließgeschwindigkeit, Temperatur, gelöste Stoffe).

Die Merkmale des Bodens bzw. des sonstigen Substrats oder des Gewässers bedingen die **Vegetation** als weiterem fakultativen Bestandteil des Biotops. Dabei stehen – anders als bei Pflanzengesellschaften – nicht bestimmte Pflanzenarten im Vordergrund, sondern diejenigen Eigenschaften der Vegetation, die den Biotop prägen und/oder seine Eigenschaften indizieren. Die Vegetation beeinflusst ihrerseits das Meso- und Mikroklima des Biotops, seine Struktur und Bodeneigenschaften.

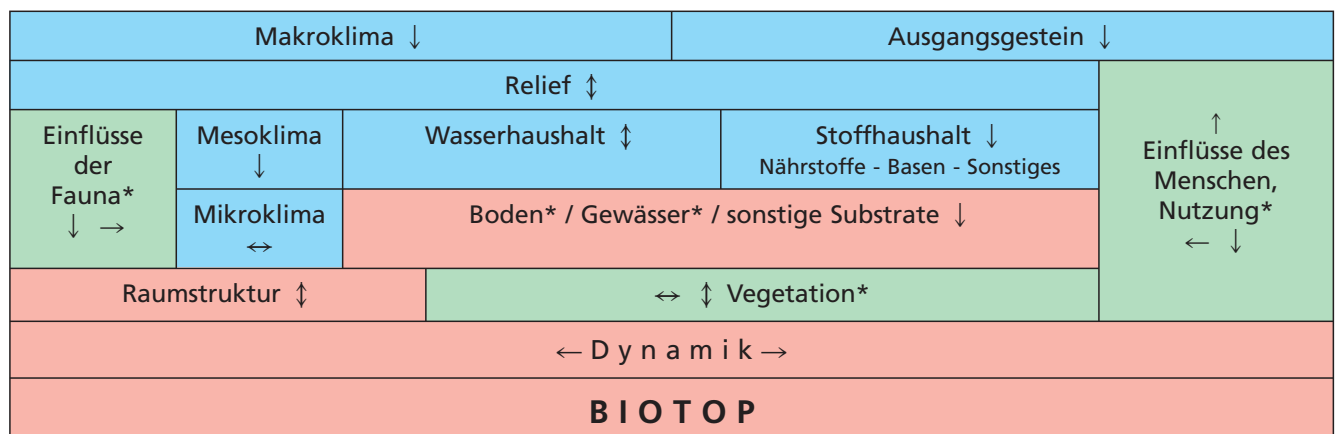


Abb. 4: Komponenten eines Biotops

blau = abiotische Komponenten, braun = Komponenten mit abiotischen und biotischen Elementen, grün = biotische Komponenten, \* = fakultative Bestandteile und Einflüsse, → = Beeinflussung anderer Komponenten

Die **Fauna** kann – abgesehen vom Makroklima – viele dieser Faktoren beeinflussen oder Strukturen bilden, die anstelle von Vegetation oder in Verbindung mit ihr den Biotop gestalten (Korallenriffe, Muschelbänke, Biberdämme u. a.) und langfristig sogar zur Entstehung spezifischer Sedimentgesteine (z. B. Korallenoolith) führen.

Dies gilt ebenso für den Menschen und seine **Nutzungen**. Dieser ist darüber hinaus in der Lage, selbst das Makroklima zu verändern (vgl. die aktuellen Diskussionen zum „Klimawandel“).

Standort, Vegetation, Fauna (meist in geringerem Maße) und menschliche Nutzungen formen die **Raumstruktur**, das abgrenzbare Erscheinungsbild des Biotops. Diese kann also geogene, phytogene, zoogene und anthropogene Elemente aufweisen. Diese vier Elemente beeinflussen und bedingen sich gegenseitig, sind also sowohl Ursachen als auch Auswirkungen der Biotopeigenschaften. Alle Faktoren bewirken zusammen die jeweils spezifische **Dynamik** des Biotops, d.h. seine periodischen oder episodischen Veränderungen (Fluktuationen, Sukzessionen u. a.).

Bei der Typisierung der Biotope kann man also vom Standort, von der Vegetation, von der Fauna und von den menschlichen Nutzungen ausgehen – oder physiognomisch von den dadurch bedingten Strukturen. Sie bilden die Komponenten aus denen der Biotop nach dem Baukastenprinzip zusammengesetzt wird. Im Folgenden wird die Bedeutung dieser Komponenten als Kriterien für die Typisierung von Biotopen untersucht. Wie dann in den Kapiteln 5 und 6 analysiert wird, finden sie bei den vorliegenden Biotopklassifikationen in unterschiedlichem Maße Verwendung.

### 3.4.2 Standorttypen

Die Basis der Eigenschaften eines Biotops bildet der Standort. Dieser sollte daher bei der Typisierung der Biotope im Mittelpunkt stehen. Der entscheidende Unterschied des Biotoptyps gegenüber dem Vegetationstyp (s. 3.4.5) ist (oder sollte sein), dass er nicht (nur) oder erst in zweiter Linie durch bestimmte Pflanzenarten definiert ist, sondern vorrangig durch seine Standortbedingungen. Zu diesen gehören im weiteren Sinne – zumindest teilweise – auch die Biotopstrukturen und die Nutzungen, die aus pragmatischen Gründen gesondert behandelt werden (s. 3.4.3, 3.4.4).

Die wichtigsten abiotischen Standortbedingungen sind in Mitteleuropa:

- Wasserversorgung: Gradient vom permanenten Gewässer bis zum grundwasserfernen Trockenstandort (auch von klimatischen Faktoren beeinflusst)
- Basenversorgung: Gradient von stark sauer bis kalkreich
- Nährstoffversorgung: Gradient von extrem nährstoffarm (dystroph, oligotroph) bis extrem nährstoffreich (polytroph)
- Klimatische Faktoren, insbesondere:
  - (1) Kontinentalität: Gradient des Makroklimas von (sub-) atlantisch bis (sub-) kontinental
  - (2) Temperatur bzw. Strahlungsbilanz: innerhalb Deutschlands vorwiegend in Abhängigkeit von den Höhenstufen (planar bis nival) und der Geländege-stalt (Sonnhänge, Schatthänge etc.)

Hinzu kommen Sonderstandorte, die durch Stoffe

gekennzeichnet sind, die auf viele Organismen in großer Menge toxisch wirken:

- Salzgehalt: Gradient zwischen salzarm („normale“ Standorte) bis salzreich (insgesamt zumindest drei Stufen: salzarm/brackig/salzreich)
- Schwermetallgehalt: Gradient zwischen gering („normale“ Standorte) und stark schwermetallhaltig

Diese Standortfaktoren werden für Pflanzenarten durch die Zeigerwerte nach ELLENBERG (ELLENBERG et al. 1991) skaliert (Feuchte-, Reaktions-, Stickstoff-, Kontinentalitäts-, Temperatur- und Salzzahl sowie ein Wert für die Schwermetalltoleranz). Eine weitere Kennzahl ist die Lichtzahl (Gradient von Tiefschatten bis Volllicht). Diese spielt für die Biotoptypisierung aber eine geringere Rolle, da die entsprechenden Unterschiede schon durch die Vegetationsstruktur abgebildet werden (Wälder aus Schattbaumarten weisen in ihrer Krautschicht vorwiegend Arten mit niedrigen Lichtzahlen auf).

Signifikante Abschnitte dieser Gradienten markieren jeweils die Bandbreite bestimmter Biotoptypen. Diese Abschnitte werden in den meisten Fällen durch Zeigerarten bzw. ökologische Artengruppen indiziert (s.u.). In der Praxis der Biotopkartierung kann und muss die Skalierung der Gradienten nur so fein sein, wie diese anhand von leicht erkennbaren Merkmalen (insbesondere Zeigerarten) im Gelände erkennbar ist. Die Biotopkartierung hat nicht zum Ziel, eine möglichst differenzierte Standortgliederung zu liefern, sondern vorrangig die Unterschiede herauszuarbeiten, die für den Arten- und Biotopschutz relevant sind.

Erfolgt die Typisierung von Biotopen ausschließlich aufgrund von Standortmerkmalen, so handelt es sich genau genommen um Standorttypen. Dies kommt insbesondere dann in Betracht, wenn eine Vegetation nicht oder nur spärlich ausgeprägt bzw. aus anderen Gründen nur von nachrangiger Bedeutung für die Kennzeichnung des Typs ist (z. B. aufgrund nutzungsbedingter Artenverarmung). In den meisten anderen Fällen ist der Standorttyp ein wesentlicher Baustein der Typisierung und auch ein wichtiges Kriterium für Bewertungs- und Planungsaufgaben.

Als Standorttyp werden hier homogene Standorteinheiten bezeichnet, die in etwa den Physiotopen der Landschaftsökologie entsprechen. Der Standorttyp ist durch die jeweils charakteristischen abiotischen Standortmerkmale gekennzeichnet. Unter planerischen Gesichtspunkten umfasst ein Standorttyp Bereiche mit einheitlicher pnV bzw. mit einheitlichem Entwicklungspotenzial.

Verschiedene Autoren bewerten Ökosystem- oder Biotopentwicklungspotenziale auf der Basis von Standorttypen, z. B. v. HAAREN et al. (1993): Für das Gebiet des Umlandverbandes Frankfurt wurden auf der Basis eines Ökogramms 24 Standorttypen (z. B. „stark trockene, basenreiche Standorte mit mittlerer Nährstoffversorgung“) abgeleitet, denen jeweils natürliche Waldgesellschaften, „interessante Offenland-Biotoptypen“ und Beispiele für Vegetationstypen auf Äckern und im Grünland zugeordnet wurden.

In den 1980er-Jahren wurden in Niedersachsen Standorteinheiten der naturräumlichen Regionen mit ihren natur- und nutzungsbedingt möglichen Ökosystemtypen als Grundlage für die Landschaftsrahmenplanung beschrieben (v. DRACHENFELS 1984).

Je extremer der Standort, umso enger ist in den meisten Fällen das Spektrum möglicher Nutzungen und somit auch Biotoptypen (z. B. bei Felsen oder intakten Hochmooren). Mittlere Standorte können dagegen einerseits je nach Nutzung sehr unterschiedliche Biotoptypen aufweisen (z. B. Äcker und Buchenwälder). Andererseits sind die Biotoptypen innerhalb einer Nutzungsform auch bei unterschiedlichen Standorten des mittleren Spektrums identisch oder sehr ähnlich (z. B. ein Buchenwald auf einer Braunerde, Parabraunerde oder Pseudogley-Parabraunerde aus Löss, Geschiebelehm oder Basaltverwitterung).

Fast alle Biotoptypenschlüssel verwenden unter anderem auch Standorttypen zur Bezeichnung von Erfassungseinheiten (s. Kapitel 5 und 6). In einigen Fällen sind diese tatsächlich identisch mit bestimmten Biotoptypen (z. B. naturnahe Hochmoore, Felsen, Blockhalden, Gewässer). In anderen Fällen können die Standorttypen verschiedene Vegetations- und damit auch Biotoptypen aufweisen. Dies gilt z. B. für Niedermoore, Erdfalle oder Binnendünen. In diesen Fällen reichen Standorttypen nicht aus, um einen Biotoptyp hinreichend genau zu kennzeichnen, sondern müssen durch Merkmale der Vegetation ergänzt werden (s. 3.4.5).

Die o.g. Beispiele standortbezogener Typbezeichnungen zeigen, dass jeweils nur bestimmte Standortmerkmale für die Typisierung herangezogen wurden. Präzisere Standorttypen wären z. B.:

- basenarme, trockene Binnendüne im Tiefland mit subkontinentalem Klimaeinfluss
  - submontane, sonnenexponierte Kalkfelswand
- In diesem Zusammenhang wird bereits deutlich, dass die Relevanz bestimmter Merkmale auch vom Betrachtungsraum abhängig ist. So wird der Klimaeinfluss bzw. die Höhenstufe bei Ländern, die in dieser Hinsicht wenig variabel sind, nicht notwendigerweise Bestandteil der Typisierung sein, während dies bei einer europaweit angelegten, differenzierten Klassifikation unerlässlich ist.

Zu den Eigenschaften von Standorttypen gehört auch ihre Genese. Ein Beispiel ist die Typisierung von Stillgewässern nach ihrer Entstehung, beispielsweise bei Kleingewässern in einer Flussaue:

- Altwasser (Rest eines ehemaligen Flussabschnitts)
- Kolk (durch natürliche Ausspülung bei Hochwasser entstanden)
- Abgrabungsgewässer (durch Bodenabbau entstanden)
- Teich (z. B. durch Aufstau von abgeleitetem Flusswasser entstanden)

Die aktuellen Habitateigenschaften können nahezu identisch sein (eutropher Weiher). Dennoch ist die Art der Entstehung ein bewertungsrelevantes Kriterium (s. folgender Absatz und Kapitel 4).

Ein anderer Gesichtspunkt der Genese ist die anthropogene Veränderung bestimmter Standorte bzw. ihr früherer Zustand. So ist es für die Bewertung relevant, ob z. B. eine Zwergstrauchheide auf einem entwässerten Hochmoorstandort wächst (der evtl. wiedervernässt werden könnte) oder auf Sand. Bei einem Wald ist es von Bedeutung, ob der Standort in historischer Zeit immer bewaldet war, oder ob er längere Zeit z. B. als Acker genutzt wurde.

Einen Teilaspekt der Standorttypen bilden „Geotope“

in ihrer geologischen Definition als Orte mit bestimmten erdgeschichtlichen Erscheinungsformen (s. 3.2.3). Die systematische Kartierung spezifischer Geotope ist nicht Gegenstand der Biotopkartierung (vgl. Kap. 5), da die Feststellung einer geowissenschaftlichen Bedeutung spezifische Erfassungs- und Bewertungsmethoden erfordert. So kann der Empfehlung von v. HAAREN (2004: 140), dass die Erfassung schutzwürdiger Geotope „aus arbeitspraktischen Gründen“ in einem Arbeitsgang mit der Biotopkartierung vorgenommen werden sollte, nur bedingt zugestimmt werden. Sinnvoll ist dies im Rahmen von Landschaftsplannungen, wenn fachliche Vorgaben aus geowissenschaftlichen Quellen im Zusammenhang mit Biotopen im Gelände hinsichtlich Abgrenzung und aktueller Ausprägung überprüft werden sollen. Bestimmte Aspekte des Geotopschutzes können dadurch berücksichtigt werden, dass Biotoptypen von Sonderstandorten nach ihrer Genese (durch natürliche geomorphologische Prozesse entstanden oder anthropogen) differenziert werden (z. B. Unterscheidung zwischen natürlichen Felsen und Steinbruchwänden oder zwischen natürlichen Seen und Baggerseen). In vielen Fällen sind geowissenschaftlich bedeutsame Objekte zugleich auch wertvolle Biotope (z. B. Höhlen, Felsen). Dies gilt aber für die große Zahl der anthropogenen Aufschlüsse (z. B. in Straßeneinschnitten oder Steinbrüchen) nicht oder nur teilweise. Deren geowissenschaftlicher Wert unterscheidet sich grundsätzlich von ihrem Biotopwert.

Fazit: Die Standorte sind ein wesentliches Kriterium für die Biotoptypisierung. Die Bedeutung der Standorttypen für die Kennzeichnung und Benennung von Biotoptypen hängt davon ab, wie stark die Lebensraumfunktion vom Standort bestimmt wird. Bei vegetationslosen oder -armen Biotopen kann der Standorttyp mit dem Biotoptyp gleichgesetzt werden. Neben dem aktuellen Zustand ist auch die Genese des Standorts relevant.

### 3.4.3 Nutzungstypen

Unter der Nutzung einer Fläche wird „der grundsätzliche Prozess der Rauman eignung durch den Menschen“ verstanden (BREUSTE 2001: 96). Da Nutzung kein Zustand, sondern ein Vorgang ist, hat sie eine zeitliche Dimension (ebd.). Demnach können unterschieden werden:

- frühere Nutzungen (die den heutigen Zustand noch beeinflussen)
- aktuelle Nutzungen
- künftige (geplante) Nutzungen

Für die Biotopkartierung ist vorrangig die gegenwärtige Nutzung relevant. Dabei können folgende drei Fälle unterschieden werden:

- 1) aktuelle Nutzungen, die den jeweiligen Biotoptyp bedingen und zu seiner Erhaltung notwendig sind (z. B. Mähwiese),
- 2) aktuelle Nutzungen, die Biotope nicht bedingen, aber beeinflussen und evtl. gefährden (z. B. Forstwirtschaft bei einem Buchenwald),
- 3) aktuelle Nutzungen, die (im konkreten Fall) indifferent sind (z. B. die Nutzung eines Waldes durch Spaziergänger)

Für die Typisierung ist vorrangig Fall 1 maßgeblich.

Bei einigen Biotoptypen ist auch ihre frühere Nutzung von erheblicher Bedeutung für die Einschätzung. Dies gilt z. B. für Brachflächen, die ohne Kenntnis ihrer Herkunft nicht hinreichend beurteilt werden können. Aber auch bei anderen Biotoptypen wie Stillgewässern und Wäldern ist ihre nutzungsabhängige Entstehungsgeschichte bzw. das Vorhandensein von Strukturrelikten historischer Nutzungen von erheblichem Interesse (vgl. 3.4.2). Das Schutzgut „historische Kulturlandschaft“ (z. B. § 2 NNatG) erfordert, dass auch die Biotopkartierung im Rahmen ihrer Möglichkeiten einen Beitrag zur Erfassung historisch bedeutsamer Landschaften bzw. Landschaftsteile leistet. Es ist also zu prüfen, ob Relikte historischer Nutzungsformen Kriterien bei der Typisierung und Bewertung von Biotopen sein können. Eine Übersicht über die dafür in Niedersachsen relevanten Landschaftselemente gibt WIEGAND (2002).

Für die Einschätzung der Gefährdungen und Entwicklungspotenziale von Biotopen sind auch geplante bzw. festgesetzte künftige Nutzungen von Bedeutung (z. B. eine Ackerfläche, die zum Kiesabbau vorgesehen ist), für die Typisierung der bestehenden Biotope aber nicht relevant.

Bei der Festlegung von Nutzungstypen sind nach BREUSTE (2001) folgende Aspekte zu beachten:

- die Art und Weise der Nutzung (das „wie“, „*land use*“)
- der Zweck der Nutzung (das „wofür“)
- die Auswirkung der Nutzung auf die Fläche (das „was“, der nutzungsbedingte Zustand, „*land cover*“)

Diese Gesichtspunkte werden bei üblichen Nutzungsklassifikationen oft zu wenig beachtet. So kann der **Nutzungszweck** „Flugplatz“ u. a. folgende **Nutzungsweisen** umfassen:

- Starten und Landen von Flugzeugen
- Abfertigung von Passagieren und Ladung
- Mahd von Grasflächen

Dementsprechend unterschiedlich ist der **nutzungsbedingte Zustand**:

- Betonflächen der Start- und Landebahnen
- Flughafengebäude
- Grünland auf unversiegelten Flächen neben den Start- und Landebahnen

Entsprechend lassen sich auch andere komplexe Nutzungstypen aufgliedern (z. B. Friedhöfe, Sportplätze, Kleingärten, Deponien).

In der landschaftsökologischen Forschung wurde erkannt, dass nicht die gesellschaftliche Funktion der Flächen von maßgeblicher Bedeutung für die Raumgliederung ist, sondern der Effekt der Funktionen bzw. Nutzungen auf den Naturhaushalt (BREUSTE 2001), also auf die Oberflächengestalt sowie den Stoff- und Energiehaushalt. Dieser Grundsatz verdeutlicht den Schritt vom Nutzungstyp zum Ökotoptyp bzw. Biotoptyp. Für den Flächenzustand bzw. den Biotoptyp und seine Biozönose ist es nicht entscheidend, „mit welchem Ziel die landschaftsverändernde Wirkung erzielt wurde oder welchem Zweck eine Fläche heute dient“ (ebd.: 98), sondern das Ergebnis.

Diese Frage führt gerade beim gesetzlichen Biotopschutz immer wieder zu Kontroversen. Für die Biozönose eines Sandtrockenrasens ist es zweitrangig, ob

der geeignete trockene, magere Sandstandort durch Aufschüttung eines Deichs oder eines Bahndamms, durch Sandabbau oder durch eine holozäne Dünenbildung geschaffen wurde. Gleichwohl ist es für die Bewertung des Biotops wichtig, die Entstehungsgeschichte zu kennen und ggf. bei der Typisierung zu berücksichtigen.

Sofern eine Fläche einer Mehrfachnutzung unterliegt, ist i. d. R. diejenige Nutzung für die Typisierung relevant, die den stärksten Einfluss auf die Fläche hat. Beispiel: Bei einem Wirtschaftswald, der gleichzeitig der Jagd, der Grundwassergewinnung und der Erholung dient, ist dies die Forstwirtschaft, da die übrigen Nutzungen die Biotoptypen in ihrer abgrenzbaren Erscheinungsform weniger prägen (aber ggf. mittelbar durch Grundwasserabsenkung oder hohen Rehwildbestand).

Flächennutzungen und -funktionen sind wesentliche Standortfaktoren, die Biotope in unterschiedlichem Umfang prägen oder beeinflussen. Dies gilt in besonderem Maße für Siedlungsbereiche, in denen die Nutzung als der maßgebliche Standortfaktor gilt (u. a. AG „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ 1993, BREUSTE 2001). Daher ist es grundsätzlich zweckmäßig, bei der Biotopkartierung auch die Nutzungen zur erfassen bzw. diese aus vorhandenen Datenbeständen abzuleiten. In der Stadtbiotopkartierung hatte sich in den 1970er und 1980er Jahren die Nutzung als vorrangiges Kriterium der Flächengliederung durchgesetzt (ebd.). Da die Nutzung meist mit einer spezifischen (z. B. baulichen) Struktur verbunden ist, werden häufig „Nutzungsstrukturtypen“ verwendet, die den Nutzungsaspekt um eine strukturelle Komponente erweitern (s. 3.4.4).

Zu den Nutzungen im weiteren Sinne gehören auch alle Funktionen, denen Flächen gewidmet sind und die deren Entwicklung bestimmen (z. B. Deiche als Anlagen zum Hochwasserschutz oder der Forschung gewidmete Naturwaldreservate).

Für die Landschaftsplanung ist die Nutzungserfassung eine wichtige Bewertungs- und Planungsgrundlage (vgl. v. HAAREN 2004: 118 ff.). Die Nutzung kann entweder Teil der Biotoptypisierung sein oder gesondert erfasst werden. Je mehr ein Biotoptyp von einer bestimmten Nutzung bestimmt wird, um so eher ist diese als Typisierungskriterium relevant. Wie in Kapitel 6 aufgezeigt wird, sind bei den meisten Biotoptypenschlüsseln die stärker anthropogen geprägten Einheiten überwiegend als reine Nutzungstypen definiert (z. B. Deponie, Golfplatz). Dies ist immer dann zweckmäßig, wenn innerhalb eines Nutzungstyps Differenzierungen der Biotopqualitäten für den Kartierungszweck nicht erforderlich sind (z. B. weil das Vorkommen schutzwürdiger Vegetationsbestände auszuschließen ist). In allen Fällen, wo die von einer bestimmten Nutzung beanspruchten Flächen Biotope sehr unterschiedlicher Qualität enthalten können, sollte die Nutzung nur ein zusätzlich zu erfassendes Merkmal, nicht aber vorrangiges Typisierungskriterium sein. Das gilt z. B. für Golfplätze, die naturnahe Biotope enthalten können, oder Segelflugplätze, die nicht selten artenreiche Grünland- oder Magerrasenflächen aufweisen.

Es ist in jedem Fall zu prüfen, welche Relevanz eine Nutzungsform für die Typisierung des Biotops hat (s. 7.1.5.6). Wie oben angesprochen, ist nicht der Zweck

der Nutzung entscheidend, sondern die Auswirkung. Je stärker aber eine Nutzung oder Funktion einen Biotop prägt, umso eher ist sie vorrangiges oder sogar alleiniges Typisierungskriterium (z. B. Acker, Klärwerk).

Bei den Nutzungen sind im Hinblick auf die Biotoptypisierung folgende Gruppen bedeutsam:

- Forstwirtschaft: Niederwald, Mittelwald, Hochwald mit den verschiedenen Verjüngungsformen (Kahlhieb, Schirmhieb, Femelhieb, Plenterhieb u. a.). Dabei ergeben sich Gradienten in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität. Zwei Qualitäten stehen im Vordergrund: 1) die Abweichung der Baumartenzusammensetzung von der natürlichen Waldvegetation, 2) die Abweichung der Waldstruktur von der eines unbewirtschafteten Urwaldes.
- Landwirtschaft: Gradient von extensiver Waldweide über extensive und intensive Formen der Grünlandnutzung bis hin zu intensiver ackerbaulicher Nutzung.
- Freizeitnutzungen: Relevant sind vorrangig Sportarten bzw. deren Intensitäten, die den Biotop

unmittelbar prägen (z. B. Schwimmbäder im Gegensatz zu gelegentlicher Badenutzung in Seen).

- Rohstoffabbau: Gradient von der sporadischen, oberflächlichen Entnahme geringer Mengen (z. B. kleine Sandgruben oder Mergelkuhlen) bis zum Großtagebau.
- Verkehr: Gradient vom Trampelpfad und unbefestigtem Weg bis z. B. zur Autobahn. Untergliederung in Fußgänger-, Straßen-, Schienen-, Schiffs- und Flugverkehr sowie Sonderformen (z. B. Seilbahnen).
- Wohnen: Gradient von der temporären Nutzung natürlicher Strukturen wie Höhlen (in Mitteleuropa nicht mehr relevant) über kleine Gebäude aus natürlichen Baustoffen bis zu Hochhäusern aus künstlichen Materialien.
- Gewerbe/Industrie: Gradient von kleinen Anlagen aus natürlichen Baustoffen (z. B. historische Windmühlen) bis hin zu hoch technisierten Industrieanlagen.

Eine Auswahl wichtiger Nutzungstypen zeigt Tab. 3.

Tab. 3: Beispiele von Nutzungstypen mit Bedeutung für die Biotoptypisierung

Obergruppen von Nutzungen	Nutzungstypen	weitere Unterteilung der Nutzung	weitere Parameter für Biotoptypisierung
Forstwirtschaft	Hochwald	nach Nutzungs- und Verjüngungsformen, z. B. schlagweiser Hochwald, Plenterwald, Femelstruktur	Standort, Vegetation
	Mittelwald	nach Umtriebszeit und Anteil der Überhälter	Standort, Vegetation
	Niederwald	nach Umtriebszeit	Standort, Vegetation
Forst-/Landwirtschaft	Hutewald	–	Standort, Vegetation
Landwirtschaft, Gartenbau	Acker	nach Feldfrüchten und Bestellungszeit (z. B. Sommergetreide)	Standort, Begleitvegetation
	Grünland	Mahd (Zahl der Schnitte) Beweidung (Beweidungsform, Intensität, Weidetiere)	Standort, Vegetation
	Weinbau	Nutzungsintensität	Standort, Begleitvegetation
	Obstbau	nach den Arten der Obstgehölze und Wuchsformen (z. B. Hochstämme)	Standort, Bodenvegetation
	Baumschulen	–	–
	Gewächshäuser	–	–
Fischerei	Fischteich	nach Fischarten bzw. Bewirtschaftungsform (z. B. Karpfenteich) und Intensität	Standort (z. B. Trophie und des Gewässers), Vegetation, Uferstruktur
Wasserwirtschaft	Regenrückhaltebecken	Intensität der Nutzung	bei extensiver Nutzung: Standort, Vegetation
	Trinkwassertalsperre		
	Entwässerungsgraben		
	Deich	Funktion (Seedeich, Sommerdeich usw.)	Vegetation
	Kläranlage	Teilfunktionen (Klärbecken, Gebäude, Grünflächen u. a.)	bei naturnahen Klärteichen: Standort, Vegetation
Rohstoffgewinnung	Steinbruch	Teilfunktionen (Abbaubereich, Betriebsgebäude u. a.)	Gesteinsart, Vegetation ungenutzter Teilbereiche
	Sand- und Kiesgrube		Vegetation ungenutzter Teilbereiche
	Tongrube		
	Braunkohletagebau		
	Bergehalde	–	Vegetation ungenutzter Teilbereiche
	Schlackenhalde	–	
	Torfabbaufäche	Art des Abbaus (z. B. Frästorfabbau)	Standort (Hochmoor, Niedermoor)

Obergruppen von Nutzungen	Nutzungstypen	weitere Unterteilung der Nutzung	weitere Parameter für Biotoptypisierung
Verkehr	Fußverkehr	–	Befestigungsart, Bauweise (z. B. Brücke)
	Straßenverkehr	nach Größe und Widmung der Straßen (Autobahn, Bundesstraße usw.), Teilfunktionen	Befestigungsart, Bauweise (z. B. Tunnel, Brücke)
	Schienenverkehr	Teilfunktionen (Gleiskörper, Bahnhof usw.)	Bauweise (z. B. Tunnel, Brücke)
	Flugplätze	nach Art des Luftverkehrs und Größe, Teilfunktionen	Befestigungsart bzw. Vegetation
	Schifffahrt	Teilfunktionen (z. B. Kanal, Schleuse, Hafen)	je nach Naturnähe des Gewässers
	sonstiger Verkehr	z. B. Teilfunktionen	unterschiedlich
Militärische Nutzung	Truppenübungsplätze	Nutzungsweise (Schießbahn, Zielgebiet, Panzerübungsfläche usw.)	Standort, Vegetation
Sport, Freizeit	Sportplätze	Sportarten, Teilfunktionen	Bauweise, ggf. Vegetation extensiv genutzter Plätze
	Kleingärten	–	Struktur
	Campingplätze	Art der Nutzung (Dauercamping, Zeltplatz u. a.)	Struktur
	Badeanstalten	Bauweise (Freibad, Naturbad, Hallenbad)	nur bei naturnahen Gewässern (Trophie, Vegetation u. a.)
	sonstige Grünanlagen	Funktion, Gestaltung (z. B. Botanischer Garten, Barockpark)	Struktur, evtl. Vegetation
Wohnen	Wohngebäude	Bauformen	–
	Hausgärten	evtl. Art der Nutzung (z. B. Nutzgarten, Ziergarten)	Struktur
Verwaltung, Gewerbe, Industrie	Verwaltungsgebäude	–	–
	Produktionsanlagen	Art der Industrie	–
Energieversorgung	Kraftwerk	Kernkraft, Verbrennungsenergie, Windkraft, Wasserkraft	–
	Energieleitung	Funktion, Bauweise	–
Abfallentsorgung	Deponien	Funktion (z. B. Hausmülldeponie)	Struktur, Vegetation
Sonstiges	Friedhof	–	Struktur

### 3.4.4 Strukturtypen

Die einfachste Methode zur Typisierung von Landschaftsausschnitten ist die Definition von Strukturtypen, die ausschließlich aufgrund physiognomischer Merkmale der Erdoberfläche („*land cover*“) differenziert werden. Ihre Erfassung erfordert weder Standortuntersuchungen, noch Artenkenntnisse, noch Kenntnisse über Nutzungen und Funktionen. Daher können Strukturklassifikationen spontan an jeder beliebigen Stelle der Erde ohne Arten- und Ortskenntnisse entwickelt werden. Nur Strukturtypen sind zuverlässig aus Luftbildern ableitbar. Vielfach ergeben sich dabei begriffliche und inhaltliche Überschneidungen mit Standort-, Vegetations- und Nutzungstypen.

Unter Struktur versteht man ganz allgemein ein „Gefüge von Verbindungen zwischen den Bestandteilen [...] eines Systems“ (SCHAEFER 2003: 334). Demnach ist Struktur zunächst eine funktionale Eigenschaft. Bei Ökosystemen wird unterschieden zwischen räumlicher, zeitlicher und funktionaler Strukturierung (ebd.). Die Strukturtypen im Sinne dieser Arbeit müssen daher genauer als **Raumstrukturtypen** bezeichnet werden, da sie die räumliche bzw. physiognomische Struktur der Ökosysteme bzw. Biotope betreffen.

Ein Strukturtyp ist nach RIEDL (1983: 196 f.) eine „definierte Raumstruktureinheit der Landschaft“, die das „Ergebnis des Zusammenspiels von orographischer, Boden- und Vegetationsstruktur unter den gegebenen landschaftsökologischen Rahmenbedingungen darstellt.“

Ein Beispiel für einen Vegetationsstrukturtyp wäre ein Gebüsch. Gegenüber einem Biotoptyp fehlt eine Aussage zum Standort (z. B. feucht), gegenüber einem Vegetationstyp der Bezug zur Artenzusammensetzung (z. B. Schlehen-Gebüsch). Ein orographischer Strukturtyp (Relieftyp) wäre ein südexponierter Steilhang, während ein umfassend gekennzeichnete Standorttyp außerdem Angaben zur Basen- und Nährstoffversorgung erfordern würde. Ein vollständig formulierter Strukturtyp wäre nach dem Konzept von RIEDL ein Gebüsch (Vegetationsstruktur) an einem südexponierten Steilhang (orographische Struktur) mit lehmig-steinigem Boden (Bodenstruktur).

Um den Unterschied zu anderen ökologischen Raumeinheiten deutlich zu machen, lässt sich feststellen, dass ein Strukturtyp aufgrund seiner physiognomischen Eigenschaften typisiert wird, aber nicht (bzw. nur indirekt) aufgrund von chemisch-physikalischen (funktionalen) Standorteigenschaften und der Artenzusammensetzung der Biozönose. Maßgeblich ist z. B.

die Vegetationsstruktur, weiterhin – insbesondere bei vegetationsarmen Lebensräumen – die orographische bzw. geomorphologische Struktur (z. B. eine Felswand).

Die Bodenstruktur (z. B. die Bodenart bzw. das Substrat, z. B. Sand) ist bei vegetationsbedeckten Biotopen nicht oder nur indirekt raumbildend, so dass sie in diesem Zusammenhang eher zum Konzept des funktionalen Standorttyps gehört. Sie hat Einfluss auf den Wasser-, Wärme- und Nährstoffhaushalt sowie die physikalische Habitatsignung für die Bodenfauna bzw. grabende Tiere sowie für wurzelnde Pflanzen. Bei vegetationsarmen oder -freien Biotopen tritt das Substrat dagegen auch als physiognomisches Element der Raumstruktur in Erscheinung (z. B. bei Blockhalden, Flussufeln oder Lösswänden).

Steht bei der Kennzeichnung von Strukturtypen die Vegetationsstruktur im Vordergrund, ergeben sich enge Beziehungen zum Vegetationstyp (z. B. Röhricht). Ist die geomorphologische Struktur dominant, ergibt sich eine Kongruenz zu Standorttypen (z. B. Düne, Bach). Vorwiegend in marinen Lebensräumen sind auch zoogene Strukturtypen von Bedeutung (z. B. Korallenriffe).

Zu den Strukturtypen können auch morphologische Gewässertypen wie Limnokrene oder „Kiesgeprägtes Fließgewässer des Tieflands“ gerechnet werden, wobei diese gleichzeitig auch als grobe Standorttypen betrachtet werden können.

Wird die Struktur von menschlichen Nutzungen bestimmt, so sind Strukturtypen kaum von Nutzungstypen zu trennen. Daher sind die Erfassungseinheiten bei der Kartierung von Siedlungsbereichen vielfach kombinierte Nutzungsstrukturtypen (z. B. Reihenhäusbebauung eines Wohngebiets). Ein Spezialfall von Nutzungsstrukturtypen sind „Kulturlandschaftselemente“ (z. B. nach WÖBSE 1991, zit. in BASTIAN & SCHREIBER 1999: 199) wie Bienenzäune, Kopfwalden, Warften, Landwehren, Flachsrotten, Pinggen, Marschhufendörfer, Wölbäcker.

Beispiele für reine Strukturtypen, die sich allein durch physiognomische Merkmale kennzeichnen lassen, sind:

- Stillgewässer mit flachen Ufern und Röhrichtzone
- Altholzbestand eines sommergrünen Laubwalds
- Wallhecke
- Baumbestand des Offenlands
- Grasland
- Zwergstrauchheide
- Röhricht
- sandige Offenbodenfläche
- Pflasterfläche
- Hochhaus

Fazit: (Raum-)Strukturtypen werden vom Relief des Standorts, von der Vegetationsstruktur (seltener von zoogenen Strukturen) und/oder von anthropogenen Strukturen geprägt. In den meisten Fällen erfordert die Biotoptypisierung neben der Struktur weitere Kriterien (Standort, Nutzung und/oder Vegetation), um den Lebensraum einer Biozönose hinreichend zu kennzeichnen.

### 3.4.5 Vegetationstypen

Die Vegetation ist – sofern vorhanden – für die Biotoptypisierung in dreifacher Hinsicht bedeutsam:

- 1) Sie modifiziert die Standortverhältnisse. Dies gilt insbesondere für den Wald, der ausgleichend auf Klima und Boden wirkt und sein eigenes Innenklima schafft. Daher können vegetationsbedeckte Biotope nur unter Einbeziehung der Vegetation standörtlich definiert werden.
- 2) Sie prägt gut sichtbar die Raumstruktur der Biotope und kann auf diese Weise – auch ohne spezielle Artenkenntnisse – zu groben Raumgliederungen herangezogen werden (Wald, Gebüsch, Wiese usw.).
- 3) Die Pflanzenarten indizieren bestimmte Standort- und Nutzungsverhältnisse, die so leichter erkennbar und vor allem abgrenzbar sind als mit aufwändigen Messungen oder Beobachtungen.

Aufbauend auf den Ausführungen in Abschnitt 3.3 können drei Grundformen von Vegetationstypen unterschieden werden:

- 1) Dominanztypen: Kennzeichnend sind ein bis zwei dominante Pflanzenarten, z. B. Bärlauch-Buchenwald. Werden nur die dominanten Wuchsformen (nicht die Arten) betrachtet, handelt es sich um Formationen, die hier den Strukturtypen (s. 3.4.4) zugeordnet werden.
- 2) Pflanzensoziologische Vegetationstypen (Pflanzengesellschaften gemäß BRAUN-BLANQUET): Typisiert durch Kenn- und Trennarten.
- 3) Ökologisch-soziologische Vegetationstypen (z. B. Vegetationsformen gemäß SCHLÜTER): Typisiert durch ökologische Artengruppen.

Dabei gibt es zahlreiche Überschneidungen. So ist ein Schilfkraut-Ried sowohl ein durch eine dominante Art gekennzeichnete Typ als auch die Bezeichnung einer Pflanzengesellschaft (*Caricetum acutae*) mit klarem Standortbezug.

Vegetationstypen, die zur Kennzeichnung von Biotoptypen geeignet sind, sollten folgende Bedingungen erfüllen:

- Gute Kennzeichnung durch dominante Arten und/oder Zeigerarten (s.u.). Ansprache im Gelände möglich (ohne Tabellenarbeit).
- Standortbezug: Die Unterscheidung von anderen Typen beruht auch auf Standortmerkmalen (inkl. Nutzung), nicht nur auf floristischen Unterschieden. Nur „ein Teil der floristischen Inhomogenität kann unmittelbar mit standörtlicher Inhomogenität in Zusammenhang gebracht werden, ein anderer Teil nicht“ (WIEGLEB et al. 2001: 311).
- Mindestgröße: Pflanzengesellschaften, die überwiegend Flächengrößen unterhalb der topologischen Dimension (100 - 5000 m<sup>2</sup>) einnehmen, kennzeichnen i. d. R. keine eigenen Biotoptypen. Ein Beispiel sind die Strandmastkraut-Gesellschaften (*Saginetta maritima*), deren Vegetationsbestände meist nur wenige dm<sup>2</sup> bis m<sup>2</sup> große Flächen innerhalb von Salzwiesen bzw. Salzwiesen-Dünen-Komplexen einnehmen. Obwohl sie sogar einer eigenen Klasse zugeordnet werden, müssen ihre Vorkommen bei Biotopkartierungen weiter gefassten Einheiten zugeordnet werden. Ebenso gilt dies z. B. für Wasserlinsen-, Felsspalten- und Spülsaum-Gesellschaften.

Im Ergebnis können beim Vergleich zwischen Pflanzengesellschaften und von Vegetation geprägten Biotoptypen vier Fälle unterschieden werden:

1) Pflanzengesellschaft und Biotoptyp sind deckungsgleich: Dies ist dann der Fall, wenn der betreffende Vegetationstyp den Biotoptyp optimal kennzeichnet. In den meisten Fällen handelt es sich dabei um pflanzensoziologische Verbände mit eindeutigem Standortbezug (z. B. *Cephalanthero-Fagion*).

2) Ein Biotoptyp umfasst mehrere Pflanzengesellschaften (aus verschiedenen Verbänden): Ein Grund kann sein, dass die floristischen Unterschiede der betreffenden Pflanzengesellschaften für die Fragestellung und/oder praktischen Möglichkeiten der Biotopkartierung nicht relevant sind. Dies gilt z. B. für Ruderalgesellschaften, die auf nahezu identischen Standorten kleinräumige Mosaik mit geringer Lebensdauer bilden können. Ein weiterer häufiger Grund ist, dass viele Pflanzengesellschaften sehr kleinflächige Standorte kennzeichnen, die in der räumlichen Skala unterhalb der topischen Dimension anzusiedeln sind (s.o.).

3) Eine Pflanzengesellschaft ist Bestandteil verschiedener Biotoptypen: Die Biotoptypen sind in diesem Fall nach anderen, als vorrangig eingestuften Kriterien gegliedert. Dies gilt z. B. für Gewässer, in denen etwa Schwimmblattgesellschaften des *Nymphaeion* in verschiedenen Typen von Stillgewässern, langsam fließenden Flüssen, Gräben und Kanälen vorkommen können. Ein anderes Beispiel sind Felsen. So ist es aus naturschutzfachlicher Sicht wichtig, zwischen Gips- und Kalkfelsen zu unterscheiden (Gipsfelsen sind sehr viel seltener und stärker durch Gesteinsabbau gefährdet). Die Vegetation kann aber nahezu identisch ausgeprägt sein. Felsen sind gleichermaßen ein gutes Beispiel für die Fälle 2 und 3: Innerhalb des Biotoptyps Kalkfels werden verschiedene Pflanzengesellschaften zusammengefasst, die nicht kartographisch darstellbare Kleinstandorte besiedeln: Felsfuß, Felsspalte, Felsband, Felsoberfläche und Felskopf. Diese gibt es ebenso auf Gipsfelsen (z. T. mit floristischen Unterschieden). Primäres Klassifikationskriterium für den Biotoptyp ist hier nicht die Vegetation sondern der Standort (Gesteinsart und Geländestruktur).

4) Der Biotoptyp wird durch Vegetationstypen gekennzeichnet, die keiner Pflanzengesellschaft i. e. S. entsprechen: Auf Vollständigkeit angelegte Biotopschlüssel für flächendeckende Erfassungen müssen auch die Zuordnung gestörter, kennartenloser Vegetationsbestände ermöglichen. Beispiele von Vegetationstypen die z. B. bei RENNWALD (2000) nicht als eigene Einheiten aufgeführt werden, aber bestimmte Biotoptypen in Niedersachsen (v. DRACHENFELS 2004) kennzeichnen, sind: Pfeifengras-Dominanzbestände stark

entwässerter Moore (Biotoptyp MPT), Adlerfarn-Dominanzbestände magerer Brachflächen (Biotoptyp RAA). Zu beachten ist auch, dass die Namen einiger Pflanzengesellschaften für Nicht-Pflanzensoziologen irreführend sind. Dies ist nicht unerheblich, da Biotopkartierungen von Absolventen verschiedener Fachbereiche durchgeführt werden und die Kartierungsergebnisse auch Laien vermittelbar sein sollten. So ist es ihnen z. B. schwer zu erklären, dass eine Pfeifengraswiese im Sinne des Verbandes *Molinion* nicht unbedingt Pfeifengras enthalten muss, dass aber auf der anderen Seite artenarme Dominanzbestände dieser Art i. d. R. keine Pfeifengraswiese sind (vgl. Abschnitt 5.5).

Die Ansprache von Vegetationstypen im Kontext von Biotopkartierungen erfolgt anhand der Präsenz oder Absenz sowie den Mengenanteilen diagnostischer Arten (Indikatorarten). Bei diesen Indikatorarten können nach PLACHTER (1992) drei Gruppen unterschieden werden:

- Klassifikationsindikatoren: Arten, die der Zuordnung konkreter Objekte zu Klassifikationssystemen wie Biotoptypen oder Pflanzengesellschaften dienen, insbesondere die Kenn- und Trennarten von Pflanzengesellschaften, aber auch dominante Arten. Ein Beispiel wäre die Walzen-Segge (*Carex elongata*) als Kennart eines Erlenbruchwalds (*Carici elongatae-Alnetum*).
- Zustandsindikatoren: Arten, die bestimmte Standortmerkmale (z. B. Basenarmut) anzeigen (Zeigerarten). Innerhalb eines Biotoptyps können sie auch bestimmte, oft anthropogene Zustände kennzeichnen, z. B. Entwässerung oder Eutrophierung. Ein Beispiel wäre die Brennessel (*Urtica dioica*) im Erlenbruch.
- Bewertungsindikatoren: Seltene und/oder gefährdete Arten, die besonders wertvolle bzw. schutzwürdige Ausprägungen kennzeichnen. In den meisten Fällen sind sie zugleich Zustandsindikatoren, z. B. für besondere Standortverhältnisse oder sehr geringe Nutzungseinflüsse.

Für die Typisierung von Biotopen, die von Vegetation geprägt sind, ist somit zunächst die Auswahl von Klassifikationsindikatoren notwendig. Dabei kommt dem Konzept der ökologischen Artengruppen maßgebliche Bedeutung zu, da die Biotoptypen vorrangig standortbezogen zu definieren sind. Zu den Klassifikationsindikatoren gehören aber auch dominante Arten, wenn diese die Struktur und auch die Artenzusammensetzung

Tab. 4: Standortbezogene Vegetationstypen am fiktiven Beispiel von Schilfröhrichten

Standorttyp	dominante Art (der obersten Schicht)	Zeigerarten	Vegetationstyp
Verlandungszone eines eutrophen Stillgewässers	<i>Phragmites australis</i>	<i>Lemna minor</i>	Wasserlinsen-Schilfröhricht
mesotrophes, kalkarmes Niedermoor	<i>Phragmites australis</i>	<i>Sphagnum palustre</i>	Torfmoos-Schilfröhricht
eutrophen Niedermoor	<i>Phragmites australis</i>	<i>Solanum dulcamara</i>	Nachtschatten-Schilfröhricht
entwässertes Niedermoor	<i>Phragmites australis</i>	<i>Urtica dioica</i>	Brennessel-Schilfröhricht
Brackmarsch	<i>Phragmites australis</i>	<i>Juncus gerardii</i>	Salzbinsen-Schilfröhricht
Flussufer	<i>Phragmites australis</i>	<i>Calystegia sepium</i> , <i>Epilobium hirsutum</i>	Uferstauden-Schilfröhricht



der gesamten Biozönose wesentlich prägen. Sie eignen sich besonders gut für die Abtrennung höherer Hierarchiestufen (z. B. Buchenwälder, vgl. Vegetationsformationen). Bei mehrschichtiger Vegetation kommt dabei den vorherrschenden Arten der obersten Schicht die größte Bedeutung zu. Die weitere Untergliederung kann dann anhand der Zeigerwerte der beigemischten Arten erfolgen (vgl. Tab. 4).

Zusammenfassend lässt sich feststellen: Vegetationskartierungen haben die Aufgabe, die Vegetation so genau wie möglich zu erfassen und nach den Regeln der Pflanzensoziologie zu klassifizieren. Sie erfordern eine ausreichende Zahl von Vegetationsaufnahmen auf homogenen, standardisierten Flächen sowie deren statistische Auswertung (Tabellenarbeit). Für die Biotopkartierung ist die Vegetation nicht vorrangiger Gegenstand der Erfassung, sondern ein (und in vielen Fällen der wichtigste) Indikator für Biotoptypen. Auch wenn Vegetations- und Biotoptypen inhaltlich und räumlich oft deckungsgleich sind, so muss dieser Unterschied beachtet werden. Daraus folgt, dass es bei der Klassifikation von Biotopen keinen Automatismus bei der Übernahme pflanzensoziologischer Einheiten geben darf. Vielmehr ist die Frage zu stellen, ob die Pflanzengesellschaften den jeweiligen Biotoptyp zutreffend und gut nachvollziehbar indizieren.

Als Grundregel kann dabei gelten, dass sich Biotoptypen umso eher an niederen Syntaxa der Pflanzensoziologie orientieren sollten, je naturnäher und konstanter die betreffenden Vegetationstypen sind, je eindeutiger ihr Standortbezug ist und je großflächiger sie im Normalfall ausgeprägt sind. Generell sollten Vegetationstypen, die große Flächen einnehmen und zugleich eine große qualitative Bandbreite aufweisen, feiner gegliedert werden als seltene bzw. wenig variable.

Demgemäß wird z. B. bei Ruderalfluren tendenziell eine Orientierung an Klassen oder Ordnungen in Betracht kommen, während bei Buchenwäldern oder Extensivgrünland mittlerer Standorte eine Ausrichtung der Biotoptypen an Assoziationen oder Subassoziationen anzustreben ist.

So weist z. B. die weit verbreitete Assoziation *Lolio-Cynosuretum* eine so große Vielfalt an standortabhängigen Subtypen (z. B. auf Brackmarsch, entwässertem Niedermoor, basenarmem und basenreichem Lehm) mit sehr unterschiedlicher Wertigkeit (Artenzahl, seltene Arten, Gefährdung) auf, dass sich die Biotoptypen an den Subassoziationen orientieren müssen, um den Anforderungen des Naturschutzes gerecht zu werden.

### 3.4.6 Zootypen (faunistische Kriterien)

Als Zootope sollen hier Lebensräume bezeichnet werden, die vorrangig aufgrund ihrer Fauna typisiert werden (ohne dass eine bestimmte Zoozönose vorkommen oder gar vollständig abgedeckt sein müsste).

Biotopklassifikationen, die nur auf die Vegetation ausgerichtet sind, sind unzureichend, da die Habitatansprüche der Fauna sowie vegetationslose Biotope grundsätzlich gleichrangig zu berücksichtigen sind. Auch die Erfassung vegetationskundlich gut gekennzeichneter Typen wie Magerrasen oder Feuchtgrünland sollte (z. B. bei selektiven Biotopkartierungen) nicht zu sehr durch restriktive Vorgaben hinsichtlich

der floristischen Artenvielfalt eingegrenzt werden. SCHLUMPRECHT & VÖLKL (1992) haben am Beispiel von Stadtbiotopkartierungen in Oberfranken einen sehr geringen Erfassungsgrad faunistisch bedeutsamer Biotope durch vegetationskundlich ausgerichtete Biotopkartierungen festgestellt. Gründe dafür waren:

- zu enge floristisch-vegetationskundliche Kriterien bei Grünland und Magerrasen,
- unzureichende Berücksichtigung von Klein- und Saumstrukturen (Böschungen, Waldränder u. a.),
- unzureichende Berücksichtigung der funktionalen Zusammenhänge von Biotop-Mosaiken.

Die Bindung von Tierarten an bestimmte Biotoptypen mit homogenem Standort und einer bestimmten Vegetation kann folgende Gründe haben (vgl. z. B. KRATOCHWIL & SCHWABE (2001):

- Trophische Bindung: Phytophage, die mono- oder oligophag an kennzeichnende Pflanzenarten des Biotoptyps gebunden sind. Hier anzuschließen sind Tierarten, die sich mono- oder oligophag von diesen spezialisierten Pflanzenfressern ernähren bzw. ihre Parasiten sind.
- Strukturelle Bindung: Arten, die spezifische abiotische oder biotische Strukturen benötigen (oft zum Nestbau). Hierzu zählen z. B. Wildbienen, die in Lösssteilwänden oder Grabwespen, die in Schilfhalmern nisten.
- Standörtliche Bindung: Arten, die spezifische abiotische Standortverhältnisse benötigen. Dabei handelt es sich entweder um Eigenschaften des Mikroklimas (z. B. thermophile Arten), des Wasserhaushalts (z. B. Beschränkung auf nasse Standorte) oder des Stoffhaushalts (z. B. Halobionten).
- Komplexe Bindung: Häufig sind zwei oder mehrere Eigenschaften in Kombination erforderlich (Beispiel Segelfalter: Trophische Bindung an Schlehe als Larvalhabitat in Verbindung mit strukturellen und standörtlichen Kriterien, nur an Krüppel-Schlehen in trockenwarmen Biotopen).

Besonders die Habitatansprüche von Tierarten mit struktureller Bindung können bei der Typisierung von Biotopen eine wichtige Ergänzung zu vegetationskundlichen Kriterien darstellen.

In Anlehnung an KRATOCHWIL & SCHWABE (2001) sind folgende Unterschiede zwischen Pflanzengesellschaften und Tiergemeinschaften von Bedeutung:

- Tiere sind überwiegend mobil. Sie können ihren Aufenthaltsort kurzfristig ändern (z. B. in Abhängigkeit von Tages- und Jahreszeiten oder dem Witterungsverlauf), sind also – anders als Pflanzen – nicht ständig auf einen eng begrenzten Lebensraum angewiesen. So können Heuschreckenarten, die hauptsächlich Trockenrasen besiedeln, in Trockenzeiten auf angrenzendes feuchteres Grünland ausweichen. Tiere können somit zwar Eigenschaften von Biotopen indizieren, sind aber i. d. R. nicht zu ihrer Abgrenzung geeignet.
- Viele Tierarten benötigen verschiedene Lebensräume in verschiedenen Phasen ihres Lebens bzw. Tagesablaufs, besiedeln somit häufiger Biotopkomplexe oder sogar Großlandschaften als eng begrenzte Biotoptypen (z. B. Laichgewässer und Landlebensräume bei Amphibien, Nist- und Nahrungshabitate bei Wildbienen, Wochenstuben- und Winterquartiere bei Fledermäusen).

- Tiere sind wegen ihrer großen Artenzahl (verbunden mit schwieriger Bestimmbarkeit vieler Gruppen), ihrer Mobilität, ihrer versteckten Lebensweise, ihrer Kurzlebigkeit und/oder ihrer vielfach sehr geringen Größe methodisch schwerer zu erfassen als (höhere) Pflanzen, oft nur durch Fallen oder zu eng begrenzten Zeiten.
- Bei Tieren gibt es – verglichen mit Pflanzen – eine deutlich größere Vielfalt an Lebensformen und Arten. Das bedingt eine Vielzahl sehr unterschiedlicher Synusien, deren Lebensräume nicht deckungsgleich sind und deren Beziehungsgefüge sehr komplex sind.
- Entscheidend für das Vorkommen von Arten ist oft weniger der flächig ausgeprägte Biotoptyp, sondern in erster Linie die Ausprägung „kleinräumiger Detailqualitäten“ (ALTMOOS 2003). Diese Habitate können durchaus in verschiedenen Biotoptypen vorkommen.
- Daher gibt es keine „Tiergemeinschaften“ in einem den Pflanzengesellschaften vergleichbaren Sinne (RIECKEN & SSYMANK 1993).

Nach BASTIAN & SCHREIBER (1999) bereitet die Einbeziehung von Tierarten in die Landschaftsgliederung folgende Probleme:

- Mobilität und versteckte Lebensweise erfordern einen hohen Erfassungsaufwand.
- Tiere benötigen vielfach verschiedene Habitate, die räumlich benachbart oder getrennt sein können.
- Tiergemeinschaften lassen sich aufgrund spezifischer Habitatpräferenzen nicht eindeutig bestimmten Vegetationstypen zuordnen.
- Artenfülle und oftmals schwierigere Bestimmbarkeit erfordern den Einsatz von Spezialisten.
- Bei einem Großteil der Wirbellosen sind die ökologischen Ansprüche unzureichend bekannt.

Aus diesen Gründen können Tiere in der Regel nicht unmittelbar Gegenstand von Biotopkartierungen sein. Nur Lebensgemeinschaften aus Tierarten mit ortsfester Lebensweise sind in gleicher Weise zur Typisierung und Abgrenzung von Biotopen geeignet wie die Vegetation. Derartige Zoozönosen sind in Europa weitgehend auf marine Lebensräume wie z. B. Muschelbänke beschränkt. Die in Kapitel 6.3.2 vorgestellte Klassifikation von EUNIS unterscheidet u. a. auch Höhlentypen nach ihrer Fauna.

Andere zoogene Habitate erfüllen aufgrund ihrer geringen Größe nicht die Eigenschaft eines Biotops (z. B. Ameisenhaufen, Biberdämme, Wildpfade).

Ein spezieller Fall von Zootypen sind die fischbiologischen Gewässertypen wie „Obere Forellenregion“ oder „Zandersee“ (vgl. RIECKEN & BLAB 1989). Diese werden zwar nach kennzeichnenden Fischarten benannt, aber eher nach Struktur- und Standortmerkmalen abgegrenzt. In der limnologischen Bezeichnung wie „Epirhithral“ stellen die Fischregionen der Fließgewässer zugleich Struktur- und Standorttypen dar (vgl. 3.4.4).

Trotz der genannten Probleme bei der Einbeziehung der Fauna können und sollten die Habitatansprüche von Tieren bei der Typisierung und Erfassung von Biotopen beachtet werden, insbesondere wenn sich daraus gegenüber der Vegetation zusätzliche Kriterien für die Definition oder Bewertung ergeben.

Dies gilt insbesondere für vegetationslose- oder arme Biotope.

Literaturauswertungen ermöglichen die Aufstellung von Katalogen faunistisch bedeutsamer Habitate, die nicht durch Vegetationstypen abgedeckt sind (vgl. u. a. LÜTTMANN et al. 1987, BLAB & RIECKEN 1989, BLAB 1993), z. B.:

- Vegetationslose Steilwände aus Lockersedimenten
- Vegetationsarme Rohböden (Sand-, Kies-, Lehm- und Tonflächen)
- Vegetationsarme Kleingewässer
- Höhlen und Stollen
- vegetationslose Waldbäche

Da die kennzeichnenden Tierarten solcher vegetationsarmen Biotope aus den oben genannten Gründen in der Regel nicht unmittelbar zur Ansprache und Abgrenzung der Biotope herangezogen werden können, müssen in diesen Fällen Strukturparameter als Indikatoren festgelegt werden, die mit der Eignung als Habitat der typischen Fauna korreliert sind.

Doch selbst wenn faunistische Kriterien bei der Typisierung und Erfassung von Biotopen umfassend berücksichtigt werden, können Biotopkartierungen gezielte Tierarterfassungen nicht ersetzen (z. B. BERNOTAT et al. 2002). Viele Vorkommen gefährdeter Tierarten in der Kulturlandschaft weisen keine Biotopmerkmale auf, die eindeutig auf eine faunistische Bedeutung schließen lassen. Dies gilt z. B. für intensiv genutztes Feuchtgrünland mit sehr geringer Pflanzenvielfalt, das ein bedeutender Brut- oder Rastplatz von Wiesenvögeln sein kann (für andere Artengruppen aber oft ohne besondere Bedeutung ist) oder hinsichtlich der Flora unauffällige Sukzessionsflächen. In solchen Fällen kann eine besondere Bedeutung nur durch den Nachweis gefährdeter Tierarten begründet werden.

Auf der anderen Seite stellt eine systematische Biotoptypenkartierung, die nicht vorrangig auf dem Nachweis von Rote-Liste-Arten (deren Gefährdungsgrad nicht in allen Fällen hinreichend begründet ist) aufbaut, eine wichtige Ergänzung zu Artenerfassung dar. Da immer nur ein kleiner Teil aller Artengruppen bearbeitet wird, können solche selektiven Artnachweise die insgesamt schutzwürdigen Biotope ebenso wenig abdecken wie eine Biotopkartierung ohne Artenerfassungen. Die frühere Unterbewertung verbreiteter Biotoptypen wie Buchenwälder und Grünland mittlerer Standorte beruhte auch auf der zu starken Gewichtung bestimmter Artengruppen.

Biotopkartierungen können außerdem die Erarbeitung faunistischer Daten und Bewertungen unterstützen:

- Ermittlung von Lebensräumen mit potenzieller Bedeutung für gefährdete Tierarten, die näher untersucht werden sollten,
- Hilfsmittel für die Extrapolation von faunistischen Punktdaten im Hinblick auf flächige Habitatabgrenzungen und -bewertungen (vgl. BERNOTAT et al. 2002). Auch WIEGLEB et al. (2002) weisen darauf hin, dass die notwendige Generalisierung von Punktdaten zu flächenbezogenen Aussagen am ehesten auf der Grundlage von Biotoptypenkartierungen möglich ist.

Dabei sind flächendeckende Biotopkartierungen besser für die faunistische Habitatbewertung geeignet,

da diese auf jeden Fall alle potenziell relevanten Habitate mit flächiger Ausprägung darstellen (wenn auch u.U. nicht genau genug), während bei selektiven Methoden für den Tierartenschutz wichtige Lebensräume vielfach unberücksichtigt bleiben, wenn sie nicht im Vorfeld bekannt waren.

Da viele Tierarten – wie angesprochen wurde – im Verlauf eines Jahres bzw. in Abhängigkeit von verschiedenen Lebensphasen unterschiedliche Biotope in räumlichem Zusammenhang benötigen, stellt sich auch die Frage nach der Typisierung von Biotopkomplexen.

### 3.4.7 Biotopkomplextypen

Biotoptypen sind sowohl in der Natur- als auch in der Kulturlandschaft in bestimmten Kombinationen vergesellschaftet, bedingt durch Standortabfolgen oder Nutzungsmuster.

Die Frage, was ein homogener Biotop ist und was ein Biotopkomplex, kann nicht unabhängig vom Betrachtungsmaßstab beantwortet werden. Ausgehend von Pflanzengesellschaften könnten bereits sehr kleinräumige Vegetationskomplexe als Biotopkomplexe aufgefasst werden (vgl. BASTIAN & SCHREIBER 1999: 301):

- See: freies Wasser, Tauchblattzone, Schwimmblattzone, Röhrichtzone, Weidengebüsch am Ufer usw.
- Felsen: Felskopf, Felswand (bei Klippen mit verschiedenen Expositionen), Felsbänder, Felsspalten, Felsfuß
- Hochmoor: Bulten, Schlenken, Mooraugen, Randgehänge, Lagg

Die Mehrzahl derartiger Habitate sind unselbstständige Teillebensräume, die in den üblichen Kartiermaßstäben nicht gesondert abgrenzbar sind und bei Bewertungen nicht unbedingt gesondert betrachtet werden müssen. Felsspalten oder Hochmoorbulte erfüllen nicht die üblichen Vorstellungen von Ökosystemen mit der Fähigkeit zur Selbstregulation. Im Sinne der Biotopkartierung können Lebensräume wie Seen, Felsen und Hochmoore somit zumindest hinsichtlich ihrer engeren Kernflächen als homogene Biotope betrachtet werden. Eingestreute oder randlich gelegene Habitate mit deutlich abweichenden Standortverhältnissen sollten bei flächiger Ausprägung dagegen gesondert typisiert und erfasst werden, z. B. Moorsee, Moorwald am Randgehänge, Schutthalde am Fuß eines Felsens, flächiges Weiden-Gebüsch am Ufer eines Sees.

Die Unterschiede sind vielfach fließend. Es gibt – wie bereits erwähnt – keinen prinzipiellen Unterschied zwischen Biotoptypen mit Mosaikstruktur und Mosaiken aus verschiedenen Biotoptypen. Bei jeder Obergruppe von Biotopen (Wälder, Moore, Fließgewässer usw.) ist kritisch zu prüfen, welche Strukturen bzw. Vegetationsbestände eigene Biotoptypen darstellen und welche eher Elemente größerer Biotoptypen sind.

Kriterien für die Trennung zwischen Biotop und Biotopkomplex sind:

- quantitativ: Habitate, die überwiegend deutlich kleiner als 0,1 ha sind, sind i. d. R. als Bestandteile eines größeren Biotops aufzufassen (z. B. Bulte, Schlenken, Felsbänder)

- qualitativ: Habitate, die in unterschiedlicher Umgebung vorkommen können, sind eher als eigene Biotoptypen zu betrachten als Habitate, die nur in Kombination mit bestimmten anderen Habitaten auftreten. Somit ist eine Quelle trotz sehr geringer Größe ein eigenes Biotop, da sie sowohl im Grünland, in Gebüsch oder in verschiedenen Waldtypen liegen kann. Eine Schwimmblatt-Zone kann dagegen nur in einem Gewässer, ein Hochmoorbult nur in einem Hochmoor und eine Felsspalte nur in einem Felsen vorkommen.

Biotopkomplexe sind Landschaftsausschnitte mit unterschiedlichen Biotoptypen, die in einem räumlichen und funktionalen Zusammenhang stehen (HMULF 1995). „Sowohl Naturlandschaften als auch gewachsene Kulturlandschaften weisen jeweils bestimmte naturraumtypische Biotopkomplexe auf. Deren Typisierung ist noch deutlich schwieriger als diejenige von Biotopen, aber zumindest für besonders prägnante, idealtypische Komplexe durchaus möglich und sinnvoll. Als Biotopkomplextyp werden charakteristische, häufig wiederkehrende Kombinationen von Biotoptypen zusammengefasst. Dazu gehören Abfolgen von Biotoptypen entlang von bestimmten ökologischen Faktorengradienten – hinsichtlich Boden, Wasser, Klima, Relief und Nutzungseinflüssen – sowie Mosaik von Biotoptypen, die oft regionale Besonderheiten der Natur- und Kulturlandschaft zum Ausdruck bringen“ (v. DRACHENFELS 1996: 110, nach RIECKEN et al. 1994).

Aus landschaftsökologischer Sicht gehören Biotopkomplexe der chorologischen Dimension an (s. 3.2.4).

Neben charakteristischen Biotopkomplexen können auch „Summen von Biotoptypen, die mehr oder weniger zufällig zusammen vorkommen, als Biotopkomplexe erfasst werden“ (ACHTERHOLT et al. 1993: 57). Als Biotopkomplextypen können aber nur solche Komplexe klassifiziert werden, die regelhafte Kombinationen von Biotoptypen aufgrund typischer Standortmosaik oder typischer Nutzungsmuster aufweisen und dementsprechend in ähnlicher Ausprägung an verschiedenen Stellen vorkommen. Daneben gibt es Unikate von zufälligen Komplexen, die für eine Typenbildung ungeeignet sind (z. B. ein Komplex aus einem basenarmen Quellsumpf mit einem Schwermetallrasen im Harz; vgl. Abb. 24 in v. DRACHENFELS 1990, ein weiteres Vorkommen eines derartigen Komplexes in Niedersachsen ist dem Verf. nicht bekannt).

Grundsätzlich haben Biotopkomplextypen folgende Eigenschaften:

- Räumlicher Zusammenhang: Die zugehörigen Biotope bilden Mosaik bzw. Zonationen mit Kontakt- und Übergangszonen (s. u.).
- Funktionaler Zusammenhang: Die Biotope weisen hinsichtlich ihrer Habitatfunktion, ihrer Nutzungsfunktion oder ihrer standörtlichen Verhältnisse funktionale Zusammenhänge auf.
- Regelmäßigkeit: Die Vergesellschaftung der Biotoptypen im Komplex weist bestimmte Regelmäßigkeiten auf, die bei vergleichbaren Standortverhältnissen zu vergleichbaren Biotopkomplexen führen.

Die Betrachtung von Biotopkomplexen ist aus verschiedenen Gründen bedeutsam:

- Tierartenschutz: Wie im vorigen Abschnitt angesprochen wurde, umfassen die Habitate der meisten Tierarten mit stärker ausgeprägter Mobilität (von Wirbellosen wie Bienen und Schmetterlingen bis hin zu Großsäugern wie Rothirsch und Wildkatze) verschiedene Biotoptypen. Daher müssen im Tierartenschutz neben den einzelnen Biotopen auch ihre räumlichen und funktionalen Zusammenhänge betrachtet werden. Dazu kann es hilfreich sein, bestimmte Typen von Biotopkomplexen auszuscheiden und zu definieren.
- Biotopverbund: Ausgehend von den tierökologischen Anforderungen muss sich der Biotopverbund nicht nur mit der Vernetzung verschiedener Vorkommen eines Biotoptyps, sondern ebenso auch mit dem Verbund unterschiedlicher Biotope im Lebensraum wichtiger Zielarten befassen.
- Umweltverträglichkeit von geplanten Eingriffen: Bei der Beurteilung von Planungen oder Vorhaben muss neben der unmittelbaren Zerstörung von Biotopen vielfach auch die Frage einer Zerschneidung wichtiger funktionaler Zusammenhänge geklärt werden.

Aufbauend auf den Ausführungen zu Vegetationskomplexen (s. 3.3) gibt es grundsätzlich drei verschiedene Möglichkeiten, Biotopkomplexe zu definieren:

- 1) Typische Standortkomplexe (chorische Dimension der Landschaftsökologie) wie Flusstäler (Fluss, Altwasser, Aue etc.) oder Hochmoore (Moorsee, Hochmoorfläche, Moorränder), Küstendünen von den Primär- bis zu den Quartärdünen.
- 2) Biotopkomplexe in Abhängigkeit von Sukzessionsreihen oder natürlichen dynamischen Entwicklungsstadien, z. B. unterschiedliche Altersstadien von Wäldern.
- 3) Biotopkomplexe in Abhängigkeit von menschlichen Nutzungen (z. B. Hutelandschaft mit Trockenrasen, Gebüsch, Baumgruppen etc.).

Alle drei Aspekte überlagern sich in vielfältiger Form, so dass es nicht möglich ist, eine vollständige und abschließende Typisierung aller möglichen oder vorhandenen Biotopkomplexe vorzunehmen, zumal es neben häufig vorkommenden Standardfällen auch unzählige Einzelfälle gibt. Möglich ist es aber, eine pragmatische Auswahl von Komplextypen zu benennen, die im Hinblick auf die genannten Anwendungszwecke in Naturschutz und Landschaftsplanung besonders bedeutsam und auch gut zu definieren sind (vgl. z. B. v. DRACHENFELS 1996).

Hinsichtlich der räumliche Anordnung der Biotope bzw. Habitate in einem Komplex können folgende Grundmuster unterschieden werden (nach DIERSCHKE 1994, vgl. 3.3.2):

- Mosaikkomplexe: Die Bestandteile bilden kleine Teilflächen eines Komplexes und wechseln sich ab wie in einem Mosaik oder Flickenteppich (z. B. feuchte Täler, trockene Kuppen und Hänge unterschiedlicher Exposition in einem Dünenkomplex).
- Zonationskomplexe: Die Bestandteile bilden verschiedene Zonen bzw. Abschnitte entlang eines Gradienten (z. B. die Verlandungszonen eines Sees, Abschnitte eines Flusses von der Quelle bis zur Mündung).
- Durchdringungskomplexe: Zwei oder mehrere Typen überlagern sich, meist als Folge eines

Sukzessionsprozesses (z. B. Unterwuchs aus Buchenverjüngung in einem Eichenwald). Derartige Komplexe führen zu besonderen Kartierungsproblemen. Kartierschlüssel müssen vorgeben, ob sie als eigener Typ zu benennen oder als Kombination von zwei oder mehr Typen zu erfassen sind.

BÜTEHORN & PLACHTER (1991) plädieren aufgrund der besonderen Bedeutung von Biotopkomplexen dafür, diese im Rahmen von Biotopkartierungen als eigene Hierarchieebene gesondert zu erheben. Sie verweisen darauf, dass die vorliegenden Kartierschlüssel ohnehin unter vegetationskundlichen Aspekten eine Mischung von homogenen und komplexen Einheiten aufweisen. Diese Ebenen durch zwei separate Typenlisten zu trennen, wäre methodisch von Vorteil. In der Folge wurden in der hessischen Biotopkartierung parallel zur Erfassung von schutzwürdigen Biotoptypen auch Biotopkomplexe als Kartiergegenstände eingeführt (vgl. ACHTERHOLT et al. 1993). Diese werden aber nicht als Komplextypen definiert und klassifiziert, sondern aufgrund der in der Abgrenzung enthaltenen Biotoptypen bilanziert. Bei einem solchen Verfahren sind präzise Vorgaben für eine einheitliche Handhabung erforderlich. „Im Extremfall könnten einerseits ausschließlich Biotope, andererseits ausschließlich Komplexe erfasst werden“ (ebd.: 57). Daraus würden heterogene Datenbestände resultieren, die für Biotoptyp-bezogene Auswertungen unbrauchbar sind.

Vorteile einer Ergänzung der Biotoptypen um Komplexe sind, dass faunistische Aspekte besser berücksichtigt werden können und dass u.U. sehr unübersichtliche Gemengelagen verschiedener Biotope zu einer sinnvollen Planungseinheit zusammengefasst werden, die z. B. auch als potenzielle Abgrenzung eines Naturschutzgebietes geeignet ist. Ein pragmatischer Gesichtspunkt ist dabei auch die Darstellbarkeit von Flächen in verschiedenen Maßstäben. Wenn z. B. für ein Regionales Raumordnungsprogramm die technische Vorgabe besteht, dass nur Vorrangflächen des Naturschutzes ab z. B. 20 ha Größe dargestellt werden sollen, dann ist es notwendig, geeignete Biotopkomplexe als Datengrundlage bereitzustellen und nicht kleinflächige Einzelbiotope, die für diesen Planungsmaßstab ungeeignet sind. De facto werden bei allen landesweiten selektiven Biotopkartierungen Komplexe seit jeher erfasst und abgegrenzt, so auch in Niedersachsen (vgl. Kapitel 5).

Zusammenfassend ist festzuhalten (s. auch 7.1.8):

- Kleinflächige Habitate, die obligatorischer Bestandteil bestimmter Lebensräume sind, sollten als Elemente eines Biotoptyps aufgefasst werden.
- Habitate, die in verschiedenen Zusammenhängen bzw. häufig auch großflächig für sich auftreten, sollten i. d. R. als eigene Biotoptypen klassifiziert werden. Zusätzlich kann auch eine Klassifikation von Biotopkomplextypen vorgenommen werden.
- Die Mischung von Biotop- und Biotopkomplextypen innerhalb einer Klassifikation ist zu vermeiden.
- Bei enger Verzahnung oder Durchdringung verschiedener Biotoptypen sind Regeln für die Erfassung vorzugeben (s. 7.1.8).

### 3.5 Fazit für das Biotoptypenkonzept des Naturschutzes

Wie in den vorstehenden Abschnitten erläutert wurde, vereinen Biotoptypen die Merkmale von Standort-, Nutzungs-, Struktur-, Vegetations- und Zootypen. Die Relevanz dieser Bausteine ist je nach Lebensraum unterschiedlich. Faunistische Kriterien werden i. d. R. nur indirekt berücksichtigt (vorwiegend über Strukturparameter). Ein Sonderfall sind z. B. Muschelbänke, bei denen Tierarten die Funktion der Pflanzenarten bei der Abgrenzung von Biotopen übernehmen.

Biotoptypen haben eigene, ganzheitliche Eigenschaften, die sich erst aus dem Zusammenhang ergeben („Das Ganze ist mehr als die Summe seiner Teile“). Dabei handelt es sich nicht um „Superorganismen“, aber eben auch nicht um beliebige Zufallserscheinungen (zum Spannungsfeld zwischen holistischen und individualistischen Ansätzen vgl. z. B. KRATOCHWIL & SCHWABE 2001: 114 f.). Diese zusätzlichen Eigenschaften komplexerer Systeme werden als emergente Eigenschaften bezeichnet (ebd.: 116 f.). So hat z. B. eine einzelne Buche in einer Wiese nur wenig Einfluss auf die Standortverhältnisse. Dagegen schafft ein größerer geschlossener Buchenbestand ein spezifisches Waldinnenklima und so die Voraussetzung für eine eigenständige Buchenwald-Biozönose.

Die verschiedenen Merkmale der Biotope dienen nicht nur der Typisierung und Klassifikation, sondern auch der Bewertung, wie in Kapitel 4 erörtert wird. Biotoptypen sind also im Zusammenhang von Naturschutz- und Landschaftsplanung nicht nur naturwissenschaftlich fundierte Erfassungseinheiten, sondern auch gesellschaftlich begründete Träger von Werten.

Das Biotoptypenkonzept beruht somit auf drei Säulen:

- 1) Ökosystemkonzept der Biologie: Der Biotop ist der Lebensraum einer Biozönose und die räumlich-strukturelle Komponente eines Ökosystems mit (mehr oder weniger) der Fähigkeit zur Selbstregulation. Dies setzt eine Mindestgröße der Fläche und eine gewisse Eigenständigkeit des Systems voraus. An die Stelle der Selbstregulation können aber auch spezifische Einflüsse des Menschen treten.
- 2) Ökotoptypkonzept der Landschaftsökologie: Der Biotop soll einen homogenen Standort aufweisen, der in der topischen Dimension bzw. in den üblichen Kartierungsmaßstäben nicht mehr weiter unterteilbar ist.
- 3) Ausrichtung auf die Praxis von Naturschutz und Landschaftsplanung (z. B. Bedeutung von Biotopen als Lebensraum gefährdeter Arten)

Das bedeutet: Ein Biotoptyp hat einen Standortbezug (im Sinne des Ökotoptyps), er hat einen Bezug auf die Biozönose (bzw. auf für den Standort typische Tier- und Pflanzenarten) und er ist anwendungsorientiert.

Tab. 5 zeigt, wie sich ein Biotoptyp aus verschiedenen Komponenten (Bausteinen) zusammensetzt. Die Typisierung sollte auf Kriterien beruhen, welche die Lebensraumqualität bzw. die Ausprägung des Ökosystems möglichst umfassend und genau kennzeichnen. Bestimmende Standortmerkmale sind bei diesem Beispiel ein trockener, kalkreicher Boden und ein wärmebegünstigtes Kleinklima, u. a. angezeigt durch den Blauroten Steinsamen (*Lithospermum purpureocaeruleum*). Die Eiche wird als Baumart herausgestellt, weil sie die lichte Struktur des Waldes wesentlich prägt, typisch für die historische Nutzungsform und besonders bedeutsam für die Fauna ist.

Wenn man auf der Grundlage der vorgestellten Definitionen und Merkmale verschiedene Biotopklassifikationen überprüft (vgl. Kap. 5 und 6), so stellt man fest, dass nicht alle Erfassungseinheiten diese Kriterien erfüllen. Es gibt:

- Erfassungseinheiten, deren Bezeichnung nur auf einer Komponente beruht (z. B. Vegetationstypen),
- Erfassungseinheiten, die eher kleinflächige Biotop-elemente sind als Orte eigenständiger Ökosysteme (z. B. Einzelbäume oder Lesesteinhaufen),
- Erfassungseinheiten, die nicht homogen sind, sondern Biotopkomplexe.

Es wurde deutlich, dass in der Bioökologie und insbesondere in der geographischen Landschaftsökologie eine Vielzahl von Begriffen verwendet wird, die im weiteren Sinne zur Typisierung und Erfassung von Lebensräumen bzw. Landschaftsausschnitten dienen. Die meisten dieser Begriffe sind außerhalb der engeren Fachdisziplinen unbekannt. Dies lässt sich auch daran ablesen, dass sie nicht in den DUDEN (2006) aufgenommen wurden (z. B. Ökotoptyp, im Gegensatz zum Biotop).

Es ist zu klären, welche dieser Begriffe im Kontext von Naturschutz und Landschaftsplanung benötigt werden bzw. am besten für die Kennzeichnung relevanter Sachverhalte geeignet sind. Da der Naturschutz interdisziplinär arbeitet und auf eine möglichst gute Kommunikation seiner Anliegen gegenüber anderen Fachdisziplinen und der Öffentlichkeit angewiesen ist, sind solche Begriffe zu bevorzugen, die möglichst allgemeinverständlich sind. Da Exaktheit und Allgemeinverständlichkeit nicht immer vereinbar sind, sollten

Tab. 5: Bausteine der Biotoptypisierung am Beispiel eines Eichen-Mischwalds trockenwarmer Kalkstandorte

Standorttyp				Strukturtyp	Nutzungstyp	Vegetationstyp	faunistische Kriterien
Merkmale des Wasserhaushalts	Merkmale des Stoffhaushalts	Merkmale des Reliefs	Merkmale des Klimas	Strukturmerkmale	Merkmale von Nutzungen oder Funktionen	Merkmale der Vegetation	für die Fauna bedeutsame Habitate
trocken	kalkreich	südexponierter Steilhang	wärmebegünstigt	zweischichtiger Laubwald, Altholz	ehemalige Mittelwaldnutzung	Eichen-Hainbuchenwald mit Elsbeere u. Blaurotem Steinsamen	Eichen-Altholz
<b>Biotoptyp: Eichen-Mischwald trockenwarmer Kalkstandorte, Altholz mit Mittelwaldstruktur</b>							

pragmatische Konventionen gefunden werden. Gibt es gleichwertige Alternativen für die Bezeichnung eines Sachverhalts, so sollte der verständlichste bzw. gebräuchlichste Begriff gewählt werden.

Im Ergebnis können folgende Begriffe für die Beschreibung und Analyse von Lebensräumen hervorgehoben werden:

**Biotop(typ):** Dieser Begriff bildet die zentrale Bezugseinheit für den flächenbezogenen Naturschutz. In seiner erweiterten Definition aus abiotischen Standortfaktoren und biotischen Strukturen (insbesondere Vegetation) lässt er sich gut handhaben.

**Ökosystem(typ):** Wenn nicht (nur) die kartierbare Fläche, sondern Funktionen und die gesamte Biozönose Gegenstand der Betrachtung sind, sollte von Ökosystemen gesprochen werden. Der Biotop ist ihre räumlich-strukturelle, kartographisch darstellbare Komponente.

**Habitat(typ):** Dieser Begriff kann als allgemeine Bezeichnung für Lebensstätten aller Größenordnungen verwendet werden, insbesondere mit Bezug auf bestimmte Arten.

**Standort(typ):** Während der Biotop von der realen Vegetation und teilweise auch von der Fauna mit bestimmt wird, soll unter Standort die Summe der abiotischen Umweltfaktoren subsummiert werden (Ausgangsgestein, geomorphologische Strukturen, Wasser, Klima, Versorgung mit Nährstoffen, Basen und anderen Stoffen). Der Standorttyp entspricht in etwa dem Physiotope (bzw. Geotope, Geoökotope) der Landschaftsökologie. Dem Begriff „Standorttyp“ wird der Vorzug gegeben, weil er allgemeinverständlicher ist und weil er flexibler im Sinne des Biotoptypenkonzeptes definierbar ist. Der Standorttyp bestimmt das Potenzial zur Entwicklung von Biotoptypen in Abhängigkeit von der Nutzung und der Entwicklungsdauer. Er kann durch einen bestimmten potenziellen natürlichen Vegetationstyp gekennzeichnet werden.

**Nutzungstyp:** Da die menschliche Nutzung ein bestimmender Faktor aller Biotope der Kulturlandschaft sowie ein planungsrelevanter Aspekt ist, sind Nutzungstypen ebenso wie die Standorttypen (als deren Teilaspekt sie aufgefasst werden können) wesentlicher Bestandteil des Biotoptyps.

**Strukturtyp:** Wird nur die Raumstruktur eines Biotoptyps betrachtet (z. B. bei der Luftbildinterpretation), so sollte von Strukturtyp gesprochen werden.

**Vegetationstyp:** Dieser Begriff wird hier – im Unterschied zur Pflanzengesellschaft im pflanzensoziologischen Sinn – weiter gefasst und bezieht sich auf den Phytotop im Sinne der Landschaftsökologie. Er ist bestimmt von dominanten Arten und/oder ökologischen Artengruppen. Im Gegensatz zum Biotoptyp erfolgt die Typisierung ausschließlich aufgrund der Pflanzenarten.

**Biotopkomplex(typ):** Bezeichnung für heterogene, funktional zusammenhängende Landschaftsausschnitte, die sich aus mehreren Biotoptypen zusammensetzen. Entspricht der chorischen Dimension der Landschaftsökologie (im Wesentlichen auf dem Niveau der Nano- oder Mikrochore). Die landschaftsökologischen Begriffe sind für die Naturschutzpraxis weniger geeignet, da sie nicht zum allgemeinen Wortschatz gehören.

Die Verwendung dieser Kategorien wird in Tab. 6 verdeutlicht, der Zusammenhang verschiedener Dimensionen von Habitaten in Tab. 7.

Aus diesen Begriffsklärungen ergibt sich das **Biotoptypenkonzept**, auf dem diese Arbeit aufbaut: Ein Biotop besteht obligatorisch aus zwei Bausteinen: Standort und Raumstruktur. In der terrestrischen Kulturlandschaft kommen bei den meisten Biotopen als weitere Bausteine hinzu: Vegetation und menschliche Nutzung. Diese können aber auch als Teilkriterien des Standorts (z. B. Düngung, Entwässerung, Beweidung)

Tab. 6: Kategorien von Lebensraumtypen

1	2	3	4	5
Art der Typisierung	maßgebliche Parameter	Beispiele	Bedingung für Gleichsetzung mit Biotoptyp	Beispiele
Biotoptyp	Standort, Struktur, Nutzung, Vegetation, ggf. Fauna	Bodensaurer Buchenwald	–	–
Biotopkomplextyp	heterogener Standortkomplex und/oder heterogener Vegetationskomplex	Ästuar (Gewässer, Wattflächen, Salzwiesen u. a.)	Komplex sehr kleinteilig, Teilhabitate obligatorisch verbunden	Hochmoor mit Bulten und Schlenken
Standorttyp	Wasser, Nährstoffe, Basenversorgung u. a. abiotische Standortparameter	kalkreiches, nährstoffarmes Quellmoor	Biozönose eindeutig durch den Standort bestimmt, ohne diesen erheblich zu modifizieren	Kalkfelsen, Höhle
Vegetationstyp	Pflanzenartenzusammensetzung (dominante Arten, Zeigerarten)	Bärlauch-Buchenwald	Kongruenz mit bestimmten Standorttypen, gute Nachvollziehbarkeit	Schlangenseggen-Ried
Strukturtyp	Gelände- oder Vegetationsstruktur	Hecke	Unterschiede bei Standorten, Nutzung und Artenzusammensetzung typologisch nicht relevant oder nicht vorhanden	stark ausgebauter Bach
Nutzungstyp	menschliche Nutzung bzw. Funktion der Fläche	Niederwald	alle wesentlichen Merkmale werden durch die Nutzung eindeutig bestimmt	Kläranlage

Tab. 7: Hierarchie von Lebensräumen unterschiedlicher Größe und Komplexität (nach PLACHTER 1989b, verändert)

Habitate					
1. Ordnung (Merotop)	2. Ordnung (Choriotop)	3. Ordnung (z. B. Vegetationsbestand)	4. Ordnung (Biotope)	5. Ordnung (Biotopkomplexe)	6. Ordnung (Landschaft)
Rinde	Birke	Birkenbestand	Kiefern-Birken-Moorwald des Moorrands	Hochmoor	Moorniederung
Baumhöhle					
Ast					
	Kiefer	Kiefernbestand	zentrale Hochmoorfläche		
Torfmoos-Spross	Moospolster	Hochmoorbult			
	Torfschlamm	Hochmoorschlenke			
Grashalm	Pfeifengras-Horst	Pfeifengras-Verlandungszone	Moorgewässer		
Laichkraut-Blatt	Laichkraut-Bestand	Schwimblattzone			
Pflasterstein	Pflaster	Wegoberfläche	Feldweg	Ackergebiet am Moorrand	
Pflasterfuge					
					Wegsaum
		Roggenbestand	Sandacker		

In Biotoptypen-Schlüsseln finden sich meist Habitate zweiter (z. B. Einzelbäume) bis fünfter Ordnung. Je nach Komplexität von Biotopen lassen sich mehr oder weniger viele Ordnungen unterhalb der Biotopebene definieren.

und der Raumstruktur (Vegetationsstruktur, anthropogene Strukturen) aufgefasst werden. Ein Biotop kann grundsätzlich nur durch die Summe dieser zwei bzw. vier Bausteine gekennzeichnet werden. Begriffe wie „Niedermoor“, „Erlenwald“ oder „Niederwald“ benennen zunächst keine Biotoptypen, sondern Standort-, Vegetations- bzw. Nutzungstypen, entsprechen somit nicht dem Biotoptypenkonzept. Eine Biotopbezeichnung wäre dagegen in diesem Beispiel: „**Erlen-Niederwald** [beinhaltet Vegetation, Struktur und Nutzung] **auf eutrophem Niedermoor** [Standort]“.

Entsprechend der in 2.1 zitierten Forderung von KLIJN (1994), dass eine Klassifikation auf den Merkmalen gegründet werden sollte, welche die Unterschiede der Klassen bzw. Typen verursachen, sollten die Biotoptypen vorrangig aufgrund derjenigen Standort-

und Strukturmerkmale klassifiziert werden, die die maßgeblichen Unterschiede ihrer Habitatqualität begründen. Dazu können auch dominante Pflanzenarten gehören, sofern sie den Lebensraum prägen. Pflanzengesellschaften sind dagegen nicht Gegenstand der Biotopklassifikation, sondern fakultative Indikatoren für die Habitatqualität. Sie sind keine „*classification characteristics*“, sondern „*mapping (or diagnostic) characteristics*“.

Nachdem die Definition, die Komponenten und die allgemeinen Klassifikationskriterien der Biotope geklärt sind, ist zu untersuchen, welche Anforderungen ihre Funktion als Bewertungs- und Planungseinheiten in Naturschutz und Landschaftsplanung an ihre Klassifikation stellt.

# 4 Biototypen als Bewertungs- und Planungseinheiten

## 4.1 Methodischen Grundlagen

### 4.1.1 Grundbegriffe

Unter Bewertung versteht man die Beurteilung von Sachverhalten anhand von Wertmaßstäben (BERNOTAT et al. 2002b). Bewertungsmethoden dienen der Überführung von Sachaussagen in Wertkategorien auf der Grundlage von Vorschriften zur Wertzuweisung (ebd.). Bestimmten Ausprägungen oder Zuständen werden Werte zugewiesen (Zustands-Wertigkeits-Relationen, PLACHTER 1992, 1994).

Nach BECHMANN (1981: 106) dienen Bewertungsverfahren im weiteren Sinne dazu, Objekte (Wertträger) „zu klassifizieren, zu ordnen oder hinsichtlich ihres Wertes zu quantifizieren“.

MÜLLER-HOHENSTEIN & BEIERKUHNLEIN (1999) unterscheiden zwischen Reihung/Einordnung, Beurteilung/Analyse und Bewertung. „Die naturwissenschaftliche Kennzeichnung von Objekteigenschaften durch Messwerte und deren vergleichende Anordnung bzw. Reihung sind [...] ebenso wenig als Bewertung zu bezeichnen wie eine vergleichende Beurteilung und Analyse der Daten. Sie sind zwar unerlässliche Grundlagen jeder bewertenden Aussage, nicht jedoch schon selbst Bewertung an sich. Erst durch die Formulierung von Zielen (Normen), die sich aus Leitbildern heraus ergeben, ergibt sich die Möglichkeit einer Inwertsetzung der Objekte im Bezug zu dieser Zielvorstellung“ (ebd.: 427).

Eine derartige Unterscheidung zwischen Einordnung, Beurteilung (im Sinne einer wertfreien Feststellung eines Sachverhalts, vgl. TIMMERMANN et al. 2006, ESER & POTAST 1997) und Bewertung im engeren Sinne wird hier nicht vorgenommen. Vielmehr wird – im Sinne der zitierten weit gefassten Definition von BECHMANN – die Auffassung vertreten, dass es sich bei der Klassifikation und Bewertung von Biotopen um eine mehrstufige Abfolge von Bewertungsschritten unterschiedlicher Komplexität handelt, die an keiner Stelle im engeren Sinne wertfrei ist. So formulieren auch KÖHLER & PREISS (2000: 43): „Die Auswahl der zu erfassenden Merkmale oder Eigenschaften ist ein vorgezogener wertender Schritt: die Erfassung ist nicht ‚wertfrei‘.“

Die Bewertung von Biotopen setzt voraus:

- 1) Daten über die Biotope (also eine hinreichend aktuelle Biotopkartierung, aber auch Daten zu Arten, Böden, Umweltbelastungen, historischen Entwicklungen usw.) (Sachdimension nach BECHMANN 1981)
- 2) eine Zielbestimmung (Zweck der Bewertung)

- 3) Wertnormen, die den Rahmen für die Bewertung bieten (z. B. Gesetze, Fachkonventionen, Leitbilder, allgemeine gesellschaftliche Wertvorstellungen) (Wertdimension n. BECHMANN 1981)

Nach USHER (in USHER & ERZ 1994) beruht die Bewertung von Bewertungsobjekten (z. B. Biotopen) auf drei Elementen:

- Merkmale: erfassbare Eigenschaften der Objekte, z. B. vorkommende Arten. Diese werden auch als Parameter bezeichnet (BERNOTAT et al. 2002b).
- Kriterien: aus den Merkmalen abgeleitete Bewertungskategorien, z. B. Artenvielfalt
- Werte: Wertstufen, die verschiedenen Ausprägungen eines Kriterium zugewiesen werden, z. B. Schutzwürdigkeit

Allerdings sind diese drei Elemente nicht eindeutig zu trennen. So ist die Flächengröße eines Biotops zunächst ein messbares Merkmal. Gleichzeitig kann sie aber auch als Bewertungskriterium verwendet werden. Das setzt aber zusätzlich eine Bewertungsvorschrift voraus, also z. B. dass große Flächen (hinsichtlich dieses Kriteriums) bedeutsamer sind als kleine. Nach dem Wortursprung ergibt sich ohnehin kein Unterschied zwischen Merkmal und Kriterium (nach HERMANN 1982 von griech. kriterion = Merkmal, Kennzeichen).

### 4.1.2 Bewertungsverfahren

Aufgrund der Komplexität von Biotopen oder Landschaften ist eine holistische Bewertung aller Merkmale nicht möglich. Es muss daher auf indikatorische Verfahren zurückgegriffen werden. Dabei ist zu klären, welche Merkmale als Indikatoren für Wertigkeiten geeignet sind (PLACHTER 1994).

Um ein Kriterium bewerten zu können, bedarf es eines Bewertungsmodells, das vorschreibt:

- welche Parameter bzw. Indikatoren zu erfassen sind,
- wie diese zu messen sind (Festlegung der Skalierung),
- wie die Einzelwerte der Parameter zur Bewertung des Kriteriums zu aggregieren sind (Aggregationsregel).

Um die Eignung von Biotopkartierungen für Bewertungen bzw. die Anforderungen von Bewertungsmethoden an Biotopkartierungen zu klären, muss man sich zunächst den Ablauf der Arbeit vergegenwärtigen (Abb. 5).

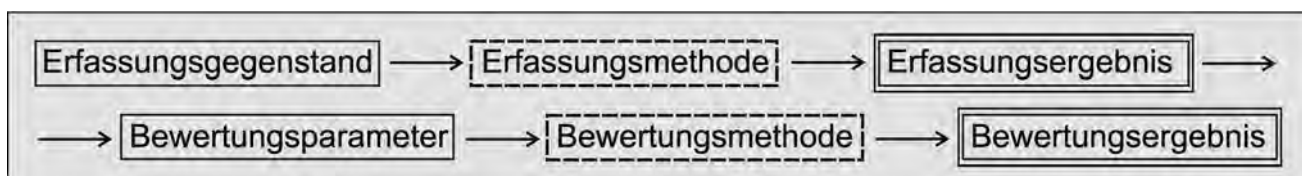


Abb. 5: Ablauf von Erfassung und Bewertung



Die konkreten Biotope in der Landschaft werden nicht unmittelbar bewertet, sondern anhand der Daten, die zu ihnen vorliegen. Die Erfassungsmethode muss somit sicherstellen, dass die wesentlichen Eigenschaften des Erfassungsgegenstands (hier also des Biotops) erfasst und in aus- und bewertbare Daten überführt werden. Die Bewertungsmethode muss gewährleisten, dass das Bewertungsergebnis die Erfassungsgegenstände zutreffend abbildet.

Das Grundprinzip von Bewertungsverfahren wird an dieser Stelle nur in stark verkürzter Form dargestellt, da nicht Bewertungsmethoden analysiert werden sollen, sondern lediglich ihre Anforderungen an die Biotopkartierung. Bewertung bedeutet, dass man den vorliegenden quantitativen oder qualitativen Daten Werturteile zuweist. Dies erfolgt i. d. R. mit Hilfe einer Skalierung, d. h. einer Einsortierung der Daten auf einer Bewertungsskala (v. HAAREN 2004: 87). Dabei können drei Typen von Skalen unterschieden werden (BECHMANN 1978, 1981, BERNOTAT et al. 2002b, v. HAAREN 2004):

**Nominalskala:** „Anhand einer Nominalskala kann gemessen werden, ob ein Merkmal zutrifft. Objekte können somit in einer Weise typisiert werden, dass jene mit gleicher Merkmalsausprägung einer gleichen Kategorie zugeordnet werden“ (BERNOTAT et al. 2002b: 370). Dies ist der einfachste Fall der Bewertung, die nur über die Zugehörigkeit zu einer Klasse entscheidet. Eine Rangfolge ergibt sich dabei nicht. Wird die Klasse mit einer Zahl bezeichnet, hat diese nur die Funktion einer Gliederungsziffer bzw. eines Namens (daher Nominalskala). Die Klassifikation von Biotopen stellt somit eine nominale Skalierung dar. Die Biotope werden nach Typen sortiert, mit dem Ziel, Zuordnungen zu ermöglichen. Die Festlegung von Typen beruht auf normativen Entscheidungen über die Relevanz von bestimmten Eigenschaften im Hinblick auf das Ziel einer Klassifikation, stellt also bereits eine Bewertung i.w.S. dar. Eine Nominalskala bzw. eine Klassifikation muss so aufgebaut sein, dass jedes Objekt eindeutig zugeordnet werden kann. Dies erfordert nach BECHMANN (1981):

1. Vollständigkeit: Jedes Objekt fällt in eine der Klassen (d. h. für jeden Biotop ist ein passender Typ vorgesehen).
2. Trennschärfe bzw. Eindeutigkeit: Kein Objekt (z. B. Biotop) gehört gleichzeitig zu zwei verschiedenen Klassen (z. B. Biotoptypen).

Diese einfach erscheinenden Bedingungen werden – wie in den Kapiteln 5 und 6 dargestellt – von vielen Biotopklassifikationen nicht erfüllt.

**Ordinalskala:** Ordinalskalen dienen der Ordnung von Objekten nach dem Grad der Ausprägung bestimmter Merkmale, der sich meist durch kleiner-größer- oder besser-schlechter-Relationen beschreiben lässt. Bewertungsgegenstände können z. B. in eine Reihenfolge nach dem Grad der „Zielerfüllung“ gebracht werden. Bei einer dreistufigen Ordinalskala könnte dies bedeuten: 1 = schlecht, 2 = mittelmäßig, 3 = gut. Dieses Beispiel verdeutlicht die entscheidende Eigenschaft von ordinalen Skalen: Sie bilden Reihenfolgen bzw. Rangplätze ab, erlauben aber keine Aussagen zu messbaren Abständen. Eine ordinale Rangstufe 3 ist grundsätzlich nicht um den Faktor 3 besser oder schlechter als die Rangstufe 1. Es lässt sich beispielsweise gut

begründen, dass ein Kalkmagerrasen für den Naturschutz bedeutsamer ist als ein Intensivgrünland. Man kann aber nicht sagen, er sei z. B. zehnmal so wertvoll. Dennoch werden durch Zahlen markierte Rangstufen in der Praxis häufig verrechnet, obwohl dies nur bei kardinalen Skalen (s.u.) zulässig ist.

Beispiele für Ordinalskalen sind die Zeigerwerte von Pflanzenarten nach ELLENBERG et al. (1991). Obwohl es sich um ordinal skalierte Werte handelt, werden sie zur Errechnung von Durchschnittswerten verwendet. DIERSCHKE (1994) weist darauf hin, dass dies zwar mathematisch unzulässig sei, dennoch aber zu brauchbaren Ergebnissen führe. Dies liege wohl daran, dass die Abstände zwischen den Werten der Zeigerwertskalen zwar unbestimmt sind, dennoch aber ein Mindestmaß an logischer Gleichmäßigkeit aufweisen. Entsprechendes gilt z. B. für Schulnoten, bei denen die Errechnung von Notendurchschnitten seit jeher üblich ist.

**Kardinalskala (metrische Skala, Intervall- oder Verhältnisskala):** Die Bewertungsgegenstände können so gemessen werden, dass auch die Abstände quantifizierbar sind. Nach dem Grad der Ausprägung der Abstandseigenschaften werden insbesondere folgende Formen von Kardinalskalen unterschieden (BECHMANN 1978, 1981):

- **Intervallskala:** Die Differenzen zwischen den Stufen sind gleich, nicht aber die Mengenverhältnisse. Der 0-Punkt ist willkürlich festgelegt. Bei Intervallskalen sind Additionen und Subtraktionen zulässig. Beispiel: Temperaturskala in Grad Celsius.
- **Rationalskala (Verhältnisskala):** Hier sind auch die Verhältnisse zwischen verschiedenen Werten gleich. Beispiele sind Mengenangaben wie Länge oder Gewicht (100 m sind 100-mal mehr als 1 m). Der 0-Punkt ist durch Eigenschaften des gemessenen Objektes bzw. Merkmals vorgegeben. Bei Rationalskalen sind zusätzlich auch Multiplikationen und Divisionen zulässig.

Komplexe Eigenschaften von Biotopen (z. B. Gefährdung, Naturnähe) können nur ordinal skaliert werden. Lediglich einzelne Merkmale wie Artenzahlen oder Flächengrößen können kardinal gemessen werden.

Bei der ordinalen Bewertung von Biotopen oder Landschaftsausschnitten i.w.S. sollten i. d. R. nicht mehr als 5 bis maximal 7 Wertstufen unterschieden werden (s. Tab. 8). „Mehr Wertstufen sind i. d. R. kaum sinnvoll und vertretbar abzuleiten“ [...] (BASTIAN & SCHREIBER 1999: 61). Verschiedene Autoren plädieren für eine ungerade Zahl von Wertstufen, damit es einen Mittelwert gibt (ebd.). Dementsprechend werden 3- und 5-stufige Skalen besonders häufig verwendet. Nach TIMMERMANN et al. (2006: 138) ist die Verwendung fünfstufiger Skalen ein „bewährter Kompromiss zwischen Genauigkeit und Praktikabilität in der Freilandökologie“. Eine gerade Zahl von Wertstufen zwingt aber eher zu einer deutlichen Position, weil es eben keinen mittleren Wert gibt, und kann somit auch Vorteile haben.

So wird ein Biotop durch einen Eingriff entweder erheblich beeinträchtigt oder nicht (2 Stufen im Sinne von gut und schlecht). Diese beiden Stufen können auf 4 Stufen erweitert werden: 1 = sehr gut (intakt), 2 = noch gut (gering beeinträchtigt), 3 = unzureichend (erheblich beeinträchtigt), 4 = schlecht (stark beeinträchtigt).

Tab. 8: Beispiel für die Skalierung ordinaler Wertstufen (nach BARSCH in BARSCH et al. 2000: 451)

Stufen des ökologischen Wertes von Flächen		
1: stark eingeschränkter Wert	1: stark eingeschränkter Wert	1: eingeschränkter Wert
2: eingeschränkter Wert	2: eingeschränkter Wert	
3: mittlerer bis eingeschränkter Wert	3: mittlerer Wert	2: mittlerer Wert
4: mittlerer Wert		
5: zum Teil wertvoll	4: wertvoll	
6: wertvoll	5: sehr wertvoll	3: wertvoll
7: sehr wertvoll		

Bei der Bewertung von Biotopen (und anderen komplexen Sachverhalten) können eindimensionale und mehrdimensionale Methoden unterschieden werden (vgl. v. HAAREN 2004):

- Eindimensionale Bewertung: Bewertung eines einzelnen Kriteriums (z. B. Regenerationsfähigkeit)
- Mehrdimensionale Bewertung: Aggregation der Ergebnisse von zwei oder mehreren eindimensionalen Bewertungen zu einem Gesamtwert. Hierbei ergeben sich schnell erhebliche methodische Probleme, wenn die sprichwörtlichen „Äpfel und Birnen“ verrechnet werden. Trotzdem werden solche komplexen „Biotopwerte“ in der Praxis gefordert. Schlüsselbegriffe des Naturschutzes wie „Schutzwürdigkeit“ und „Gefährdung“ beinhalten multidimensionale Wertungen.

Bei konsequenter Verwendung ordinaler Skalen von Zielerfüllungsgraden können durchaus unterschiedliche Bewertungsparameter einer zusammenfassenden Bewertung zugeführt werden (s. Tab. 9). „Durch Aggregation werden verschiedene Kriterienausprägungen in vergleichbare dimensionslose Präferenzausprägungen (z. B. sehr guter bis schlechter Zielerfüllungsgrad) transformiert“ (v. HAAREN 2004: 99). Wie der Begriff „Zielerfüllungsgrad“ schon andeutet, ist Ausgangspunkt solcher Bewertungen die Festlegung von Referenzausprägungen, welche die optimale Zielerfüllung verkörpern. Dieser Aspekt ist für die Typisierung von Biotopen von erheblicher Bedeutung.

Bei allen Bewertungen von Biotopen bzw. Biotoptypen muss ein wesentlicher Unterschied zur Bewertung von Arten beachtet werden: Jede Art ist zunächst eine gleichwertige Naturerscheinung. Wertunterschiede ergeben sich aufgrund unterschiedlicher Häufigkeit, Standort- bzw. Habitatsprüche und Gefährdung.

Biotoptypen sind dagegen aus Sicht des Naturschutzes nicht gleichwertig, sondern umfassen auch Landschaftsausschnitte mit geringer oder negativer Bedeutung (z. B. Mülldeponien, Kernkraftwerke, ausgebaute Flussabschnitte). Einige Bewertungskriterien lassen sich sinnvoll nur auf solche Biotope beziehen, die „schutzwürdig“ sind. Das gilt insbesondere für Gefährdung, Repräsentanz, Empfindlichkeit und Regenerationsfähigkeit. Dagegen können die Kriterien Natürlichkeit oder Artenvielfalt auf alle Landschaftsausschnitte gleichermaßen angewendet werden und eignen sich somit für die Vorauswahl derjenigen Biotope, die nach vorgegebenen Leitbildern „schutzwürdig“ sind und somit Gegenstand weitergehender Bewertungen sein sollten.

#### 4.1.3 Typus- und Objektebene – Grundsätzliches zur Biotopbewertung

Kriterien können am Typ insgesamt bewertet werden (Typusebene) oder am konkreten Vorkommen (Objektebene) (vgl. PLACHTER 1994, BERNOTAT et al. 2002b):

- **Typusebene:** Die Bewertung bezieht sich auf einen Biotoptyp und gilt somit für alle dazugehörigen Biotope. Voraussetzung ist eine Klassifikation von Biotoptypen sowie ein Datenbestand, der die vergleichende Bewertung ermöglicht.
- **Objektebene:** Bewertet werden die individuellen Eigenschaften eines konkreten Biotops. Die objektbezogene Bewertung ermöglicht Wertabstufungen innerhalb eines Biotoptyps.

Einige Bewertungskriterien können sowohl auf der Typus- als auch auf der Objektebene bewertet werden. Die Notwendigkeit von Typus- und Objektbewertungen ergibt sich aus der jeweiligen Fragestellung.

Tab. 9: Beispiel für eine dreistufige, dreidimensionale Bewertungsmatrix (nach v. HAAREN 2004, verändert)

Objekt	Kriterium 1	Kriterium 2	Kriterium 3	Gesamtbewertung
Biotop 1	+	+	o	1
Biotop 2	-	o	-	3
Biotop 3	o	+	o	2
Biotop 4	-	+	+	2
Biotop 5	+	o	-	2

Bewertungsvorschriften: 1) Kriterien: + = gute, o = mittlere, - = schlechte Zielerfüllung  
 2) Gesamtwert: 1 (z. B. vorrangige Bedeutung):  $\geq 2 \times „+“$  und kein „-“  
 3 (z. B. geringe Bedeutung):  $\geq 2 \times „-“$ ;  
 2 (z. B. mittlere Bedeutung): alle übrigen Kombinationen

Typusbewertungen finden vorwiegend auf übergeordneten Ebenen statt (z. B. Rote Listen, Kartieranleitungen, Planungsleitfäden, Fachkonzepte). Sie bilden außerdem den Rahmen für die Bewertung des konkreten Objekts und tragen durch ihre Anlassunabhängigkeit zur Objektivierung von Bewertungen des Einzelfalls bei. So können die Gefährdung eines Biotoptyps auf der Ebene eines Bundeslandes und die konkrete Gefährdung eines Vorkommens in einem bestimmten Gebiet bewertet werden. Dagegen lassen sich individuelle Kriterien wie Flächengröße oder Vollständigkeit des typischen Arteninventars nur auf der Objektebene bewerten.

Eine Bewertung auf der Typusebene setzt voraus, dass zuvor Typen festgelegt wurden, die dazu geeignet sind. Bedingung ist, dass alle Objekte, die zu einem Typus gehören, hinsichtlich der jeweiligen Bewertungskriterien und der angewendeten Skalenintervalle in etwa gleichwertig (homogen) sind. So könnte ein Biotoptyp „Wiese“ nicht sinnvoll bewertet werden, da er unterschiedlichste Standorte, Vegetationstypen und Nutzungsintensitäten umfasst, die nur teilweise gefährdet und nur teilweise empfindlich gegen z. B. Eutrophierung oder Entwässerung sind.

Daher sollte grundsätzlich auch eine objektbezogene Bewertung aufgrund der konkreten Ausprägung erfolgen. Dies erfordert neben der Feststellung des Typs auch die Erhebung weiterer objektbezogener Merkmale (s. 7.2). Da jeder Biotop ein Unikat ist, können typusbezogene Bewertungen nur einen groben Rahmen bilden, der z. B. bei der Prüfung von Eingriffsfolgen unzureichend ist.

Ziel der Typisierung und Klassifikation muss also sein, dass die Biotoptypen hinsichtlich der wichtigsten naturschutzfachlichen Bewertungskriterien möglichst homogen sind. Außerdem muss herausgearbeitet werden, welche Bewertungen auf der jeweiligen Typusebene durchführbar sind und welche ausschließlich oder zusätzlich auf der Objektebene vorzunehmen sind. Dies hängt mit der Differenziertheit der Typisierung zusammen. Grundsätzlich gilt:

- Je grober die Typisierung, umso eingeschränkter ist die Bewertung auf der Typusebene.
- Je feiner die Typisierung, umso vielfältiger sind die Bewertungsmöglichkeiten auf der Typusebene.

Dabei ist zu beachten, dass mit der Vermehrung der Typenzahl auch die Erfassungsprobleme zunehmen können und der Zweck der Typisierung (Schaffung von Übersicht durch Reduzierung von Komplexität) gefährdet wird. Ziel muss daher eine optimale Aufwand-Nutzen-Relation sein.

Ein Beispiel: Ein weit gefasster, ohne Geländearbeit aus dem Luftbild ableitbarer Biotoptyp „Wald“ ermöglicht nur grobe Bewertungen von Funktionen (z. B. für das Geländeklima), aber keine Bewertung der Naturnähe oder Schutzwürdigkeit. Ein extrem differenzierter Biotoptyp „Eichen-Hainbuchenwald mit artenreicher Strauch- und Krautschicht sowie mittlerem Anteil von Alt- und Totholz auf staunassem, mäßig basenreichem Tonboden mit Vorkommen von 5-10 gefährdeten Arten“ würde viele Bewertungsparameter abbilden, aber die übliche Grenze zwischen Typus- und Sachebene sprengen.

Ausgehend von § 1 BNatSchG dienen Bewertungen im Naturschutz der Umsetzung der drei grundlegenden

Ziele von Naturschutz und Landschaftspflege:

1. Sicherung der biologischen Vielfalt. Das beinhaltet u. a. die Bewertung der Bedeutung oder Eignung von Flächen für den Schutz von Arten und Lebensräumen.
2. Sicherung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts einschließlich der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter.
3. Sicherung der Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie des Erholungswertes von Natur und Landschaft.

Diese drei Aspekte können anlassunabhängig oder im Zusammenhang mit der Prüfung von Planungen und Projekten (im Hinblick auf die Vermeidung oder Minimierung von Eingriffsfolgen) bewertet werden.

Im Rahmen dieser Arbeit werden vorrangig die für Nr. 1 relevanten, lebensraumbezogenen Kriterien betrachtet, wobei sich Überschneidungen mit Teilaspekten der Nummern 2 und 3 (Regenerationsfähigkeit, Vielfalt, Eigenart) ergeben.

Tab. 10 gibt eine Übersicht über Bewertungskriterien und -parameter für Biotope und Biotoptypen.

Nach USHER (in USHER & ERZ 1994) wurden bei ausgewerteten Untersuchungen folgende Kriterien bzw. Parameter für Fragen des Arten- und Biotop-schutzes am häufigsten angewendet:

1. Vielfalt (an Arten und Habitaten)
2. Natürlichkeit
3. Seltenheit
4. Flächengröße
5. Gefährdung
6. Repräsentanz

Nach einer Analyse von PLANCKE & SCHERFOSE (1998) ergab sich bei Pflege- und Entwicklungsplänen folgende Rangfolge der Bewertungskriterien (Häufigkeit der Anwendung):

1. Gefährdung
2. Seltenheit
3. Artenvielfalt/Diversität
4. Repräsentanz
5. Naturnähe/Natürlichkeit/Hemerobie
6. Entwicklungspotenzial

BASTIAN (1996) empfiehlt die Bewertung folgender Kriterien:

- Natürlichkeitsgrad der Vegetation
- Regenerationsvermögen, Alter, Entwicklungsdauer
- Vielfalt
- räumliche Kriterien (Flächengröße, Isolation, Vernetzung)
- Repräsentanz
- Seltenheit, Gefährdung
- komplexe Biotopwerte

In der Landschaftsplanung haben sich nach KIRSCHSTRACKE & REICH (in v. HAAREN 2004) auf der Typusebene besonders folgende Kriterien als gut geeignet erwiesen:

- Seltenheit
- Gefährdung
- Naturnähe/Hemerobie
- Wiederherstellbarkeit/Regenerationsfähigkeit

Alle vier Autoren/-teams nennen Seltenheit, Gefährdung und Natürlichkeit. An zweiter Stelle folgen

Tab. 10: Mögliche Kriterien und Kategorien für die Bewertung von Biototypen

Bewertungskriterien, Wertkategorien	Ebene	Merkmale, Indikatoren	Skala	Dimensionen
Größe	Objekt	Flächengröße, Länge, Breite, Höhe	kardinal	eindimensional
Seltenheit/Häufigkeit	Typus	Zahl der Vorkommen (Einzelflächen, Raster), Gesamtfläche aller Vorkommen	kardinal	eindimensional
Artenvielfalt	(Typus) Objekt	Artenzahl bzw. Vollständigkeit des typischen Artenspektrums	kardinal oder ordinal	ein- oder mehrdimensional (Artengruppen)
Strukturvielfalt	Objekt	typische Strukturparameter (z.B. Anzahl von stehendem und liegendem Totholz)	kardinal oder ordinal	ein- oder mehrdimensional
Erhaltungszustand	Objekt	Arten, Strukturen, Beeinträchtigungen	ordinal	mehrdimensional
Empfindlichkeit gegen Veränderungen, z. B. <ul style="list-style-type: none"> <li>• Wasserhaushalt</li> <li>• Nährstoffhaushalt</li> </ul>	Typus (Objekt)	Standortparameter, Zeigerarten (z. B. Nässezeiger)	ordinal	mehrdimensional Einzelparameter: eindimensional
Regenerationsfähigkeit	Typus (Objekt)	Standortparameter, Anteil bestimmter Lebensformen (Annuelle, Bäume etc.) u. a.	ordinal	mehrdimensional
Naturnähe/Hemerobie	Typus, Objekt	Artenzusammensetzung (im Vergleich zur pnV), Standortparameter	ordinal	mehrdimensional
Gefährdung	Typus (Objekt)	Seltenheit, Bestandsveränderungen, Erhaltungszustand, Nutzungen	ordinal	mehrdimensional
Repräsentanz	Typus, Objekt	Verbreitung, typische Ausprägung, Flächengröße	ordinal	mehrdimensional
kulturhistorische Bedeutung	Typus, Objekt	Strukturen früherer Nutzungsformen, Alter, Entstehung	ordinal	ein- oder mehrdimensional
Schutzwürdigkeit (Gesamtwert)	Typus, Objekt	Summe aller Merkmale (Aggregation aller anderen Kriterien)	ordinal	hoch aggregierte Wertkategorie

Vielfalt und Repräsentanz mit drei Nennungen. Räumliche Kriterien und Regenerationsfähigkeit werden zweimal aufgeführt, Entwicklungspotenzial und komplexe Biotopwerte je einmal.

In Tab. 10 sind zusätzlich aufgeführt:

- **Erhaltungszustand:** Obligatorisches Kriterium bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie (s. 6.3.3), korreliert mit dem Kriterium Vielfalt (teilweise auch mit räumlichen Kriterien, Natürlichkeit und Gefährdung).
- **Empfindlichkeit:** Verschiedene Teilaspekte sind obligatorische Kriterien bei der Beurteilung geplanter Eingriffe. Die Empfindlichkeit gegen Grundwasserabsenkung bzw. die Grundwasserabhängigkeit ist ein wesentliches Kriterium bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie der EU.
- **Kulturhistorische Bedeutung:** Teilaspekt des Kriteriums „Vielfalt, Eigenart und Schönheit“ nach dem BNatSchG und den Naturschutzgesetzen der Länder.

Diese Kriterien bzw. Kategorien sind hinsichtlich ihrer Komplexität und Zielsetzung sehr heterogen. Sie reichen von eindimensionalen Kriterien wie Seltenheit oder Empfindlichkeit gegen Entwässerung bis hin zu integrierenden Biotopwerten, die alle anderen Kriterien beinhalten. Gleichwohl sind es alle Kategorien, die bei der Bewertung von Biotopen auf der Objekt- und oder Typusebene von Bedeutung sind. Gemeinsam ist ihnen der Bezug zum Lebensraum und/oder zur Biozönose. An dieser Stelle geht es nicht darum, welche Bedeutung die Bewertungskriterien und Wertkategorien haben. Untersucht wird lediglich, welche Anforderungen sie an die Klassifikation von Biotopen stellen.

Kriterien, die vorwiegend oder ausschließlich auf der Objektebene bewertet werden, sind im Prinzip für

die Klassifikation unwesentlich. Bei genauerer Betrachtung ergeben sich aber auch dabei Bezüge zur Typenbildung. Daher sind die genannten Kriterien bzw. Wertkategorien im Hinblick auf ihre Relevanz für die Klassifikation zu untersuchen. Dabei stehen in den folgenden Abschnitten 4.2 (Typusebene) und 4.3 (Objektebene) jeweils die eindimensionalen Kriterien am Anfang und die komplexen Kategorien am Ende. Als erstes wird aber das mehrdimensionale Kriterium der Naturnähe behandelt, da es für eine naturschutzbezogene Biotopklassifikation von vorrangiger Bedeutung ist.

Fazit: „Biotop“ ist grundsätzlich eine wertfreie Bezeichnung von Lebensräumen unterschiedlichster Qualität. Der erste Schritt der Bewertung von Biotopen ist bereits ihre Typisierung und die Zuordnung konkreter Biotope zu diesen Typen (nominale Skalierung). Zielgerichtete Biotopkartierungen können somit nicht wertneutral sein. Sie bereiten Wertungen nicht nur vor, sondern sie beinhalten sie bereits. Dies wird deutlich, wenn in Kartierschlüsseln z. B. naturnahe Wälder von Forsten oder artenreiches Extensivgrünland von artenarmem Intensivgrünland unterschieden werden. Selbst wenn solche wertenden Formulierungen bei der Bezeichnung der Typen vermieden werden, impliziert bereits die unterschiedliche Detaillierung der Klassifikation von beispielsweise Hochmooren im Vergleich zu Gärten eine deutliche Wertung.

Auf dieser Typisierung können dann weitere (ordinale und kardinale) eindimensionale Bewertungen aufbauen, die einzelne Merkmale bzw. Bewertungsparameter vergleichen bzw. messen. Diese können wiederum im Rahmen mehrdimensionaler

Bewertungsverfahren zu komplexen Gesamtwerten zusammengeführt werden. Bewertungen können sich einerseits auf den Biotoptyp an sich (Typusebene), andererseits auf ein konkretes Vorkommen (Objektebene) beziehen. Soweit Bewertungskriterien einen Bezug zum Lebensraum von Biozönosen bzw. zu den Biozönosen selbst haben, sind sie für die Klassifikation von Biotopen grundsätzlich relevant und daher bei der Typisierung zu beachten.

## 4.2 Bewertungskriterien auf der Typusebene

### 4.2.1 Naturnähe/Hemerobie

#### 4.2.1.1 Grundlagen

Es ist naheliegend, dass die Natürlichkeit oder Naturnähe von Biotopen bei Erfassungen und Bewertungen für den Naturschutz eine herausgehobene Bedeutung hat. Dieses Kriterium wird daher – neben dem Kriterienpaar Seltenheit/Gefährdung (s. 4.2.4) – am häufigsten verwendet (s. 4.1).

Unter den Prämissen,

- dass Natur – als das nicht vom Menschen Geschaffene – einen Eigenwert hat,
- dass naturnahe Biotope in einer überwiegend vom Menschen geprägten Kulturlandschaft grundsätzlich gefährdet und schutzbedürftig sind,
- und dass auch vom Menschen beeinflusste Biotope noch natürliche Elemente in abgestuftem Umfang aufweisen können,

können folgende Grundsätze festgehalten werden:

- Biotope mit einem hohen Natürlichkeitsgrad bzw. mit einem geringen Grad menschlicher Beeinflussung haben grundsätzlich einen hohen Wert für den Naturschutz.
- Eine einfache Unterscheidung in „natürlich“ und „unnatürlich“ wird der Komplexität der Wechselwirkungen zwischen Mensch und Natur nicht gerecht. Daher muss der Grad der Naturnähe bzw. menschlichen Beeinflussung auf einer mehrteiligen Skala bewertet werden.
- Um eine Bewertung der Naturnähe auf der Typusebene zu ermöglichen, muss dieses Kriterium bei der Biotoptypisierung beachtet werden. Biotope mit sehr unterschiedlichem Grad anthropogener Prägung sollten nicht zum selben Typ gehören.

Die Naturnähe ist deswegen ein Schlüsselkriterium, weil Biotope mit einer sehr geringen Naturnähe i. d. R. für alle weiteren Bewertungskriterien ohne Relevanz sind. Biotope wie Mülldeponien oder Parkplätze sind z. B. hinsichtlich Gefährdung oder Regenerationsfähigkeit nicht zu bewerten.

Die Bewertung der Natürlichkeit von Biotopen beinhaltet einige sehr grundsätzliche, nicht zuletzt philosophische Probleme („Was ist Natur?“), die an dieser Stelle nicht diskutiert werden können. Zu den Fragen gehören:

- Wie sind die vielfältigen, z. T. gegensätzlichen menschlichen Einflüsse wie Ausrottung bestimmter Arten, Einführung anderer Arten, Nährstoffentzug, Nährstoffeintrag, Mahd, Beweidung, Holznutzung, Entwässerung, Gewässerausbau, Bodenversauerung, Pestizideinsatz usw. zu gewichten?

- Wie sind insbesondere Standortveränderungen (z. B. Entwässerung, Anlage eines Steinbruchs) verglichen mit der ständigen Beeinflussung der Vegetation (z. B. durch Mahd) zu bewerten? Ist beispielsweise ein ungenutzter Sukzessionswald auf entwässertem Hochmoor oder in einem aufgelassenen Steinbruch (also auf anthropogen nachhaltig veränderten Standorten) natürlicher oder weniger natürlich als ein forstlich bewirtschafteter Wald auf einem primären, wenig beeinflusstem Standort?
- Ist der geschlossene Wald natürlicher als eine halb-offene Landschaft mit allen Übergängen von wiesen- oder steppenartigen Offenbereichen über lockere Gehölzstadien bis zum dichten Wald? Hierbei geht es v. a. um die ursprüngliche Rolle großer Huftiere (Wisent, Ur, Rothirsch etc.) in der Naturlandschaft (vgl. z. B. GEISER 1992).

Bei diesen Fragen wird deutlich, dass die Naturnähe ein komplexes Kriterium ist, da die anthropogenen Einflüsse an verschiedenen Elementen der Biotope ansetzen: Standortparameter, Strukturen, Vegetation, Fauna, natürliche Prozesse (Dynamik). Die Naturnähe von Biotopen kann und sollte daher in Teilkriterien gegliedert werden (s. 4.2.1.4).

Bei natürlichen bzw. naturnahen Biotoptypen wird unterstellt, dass sie ohne Einfluss des Menschen entstehen können und bestehen bleiben. Halbnatürliche und naturferne Biotoptypen bedürfen für ihren Fortbestand bestimmter menschlicher Einflüsse. Allerdings hat der Mensch die natürliche Dynamik der Ökosysteme durch z. B. Hochwasser, Megafauna oder zyklische Alterungs- und Verjüngungsprozesse stark eingeschränkt. Dadurch werden viele Biotope zu kulturabhängigen Pflegefällen, die ursprünglich – wenn auch in anderer Ausprägung – Bestandteile einer dynamischen Naturlandschaft waren oder gewesen sein könnten (z. B. Magerrasen, Nasswiesen).

Entscheidend ist die abgestufte Ausprägung dieses Kriteriums. So betrachtet kann auch der Schutz von Feuchtwiesen oder Heiden mit ihrer Naturnähe begründet werden, da sie naturnäher sind als Äcker, die wiederum naturnäher sind als eine Kläranlage oder ein Parkplatz. Dem widerspricht nicht, dass auch anthropogene Biotope oder Strukturen eine hohe Bedeutung für den Artenschutz haben können (z. B. ein Kirchturm als Quartier von Fledermäusen oder Nistplatz des Wanderfalken). Ein intaktes Hochmoor ist immer ein schutzwürdiger (weil naturnaher) Biotope, ein Kirchturm nur im Einzelfall ein für den Artenschutz bedeutsames Habitat. Das Kriterium der Natürlichkeit ist (unabhängig von der konkreten Terminologie und Auslegung) somit unverzichtbar, muss aber sachgerecht angewendet und durch weitere Kriterien ergänzt werden.

Aufgrund der Bedeutung der differenzierten Bewertung wird dem Begriff „Naturnähe“ der Vorzug gegeben, da er im Gegensatz zur „Natürlichkeit“ bereits eine Abstufung beinhaltet. „Natürlich“ ist eine absolute Eigenschaft, „naturnah“ eine relative (sehr nah oder weniger nah). Statt „Naturnähe“ kann man auch „Natürlichkeitsgrad“ sagen. Das reziproke Kriterium wird als „Hemerobie“ bezeichnet (s. 4.2.1.3).

#### 4.2.1.2 Skalierung der Naturnähe

Zur Bewertung der Naturnähe bzw. Natürlichkeit von Vegetations- oder Ökosystemtypen gibt es zahlreiche Ansätze. **Natürlichkeit** kann pragmatisch als ein von menschlichen Aktivitäten unbeeinflusster Zustand definiert werden (z. B. FLORIS VAN DER PLOEG in USHER & ERZ 1994). Der Natürlichkeitsgrad bzw. die **Naturnähe** bezeichnet dabei unterschiedliche Abstufungen vom völlig natürlichen Zustand bis hin zur ausschließlich anthropogenen Struktur. In der Praxis geht es dabei auch um die Frage, ob ein bestimmter Zustand (Biotop, Vegetation) ohne aktiven Einfluss des Menschen entstanden ist oder entstehen kann und auf Dauer Bestand hat, oder ob – wenn man ihn erhalten möchte – dazu bestimmte Maßnahmen erforderlich sind (vorübergehend oder dauerhaft). Es ist für Ökologen und Naturschützer essentiell, die natürlichen und anthropogenen Standortparameter zu kennen, die bestimmte Biotoptypen oder -ausprägungen bedingen. Daher sollte dieser Aspekt bei der Klassifikation der Biotope mit Vorrang berücksichtigt werden.

Nach BERNOTAT et al. (2002b: 393) ergibt sich die Ausprägung von Naturnähe „durch die Indikation des Ausmaßes menschlicher Einflüsse oder einen Vergleich des Ist-Zustandes mit der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation (aktualistische Ansätze) bzw. mit der rekonstruierten natürlichen Vegetation (historischer Ansatz)“. Dagegen bezeichnet KOWARIK (1988) nur historische Ansätze mit dem Begriff „Naturnähe“ und stellt sie dem aktualistischen Konzept der Hemerobie gegenüber (s. 4.2.1.3).

ELLENBERG (1963) bewertet die Natürlichkeit in acht Stufen:

- 1) unberührt, 2) natürlich, 3) naturnah, 4) bedingt naturnah, 5) bedingt naturfern, 6) naturfern, 7) naturfremd, 8) künstlich

BUCHWALD (1978) unterscheidet fünf Stufen:

- 1) Natürliche Ökosysteme: vom Menschen unbeeinflusst, z. B. Teile der Hochalpen.
- 2) Naturnahe Ökosysteme: geringe anthropogene Veränderungen, fast ausschließlich aus den standortheimischen Arten der natürlichen Ökosysteme aufgebaut, z. B. manche kleinflächig genutzten Wälder, Küstendünen, weitgehend intakte Hochmoore, Schilfgürtel von Seen.

- 3) Halbnatürliche Ökosysteme: bestehen ebenfalls fast ausschließlich aus einheimischen Arten, die jedoch infolge extensiver Nutzungen zu neuen charakteristischen Artenkombinationen vereinigt sind, z. B. Magerrasen, Heiden.
- 4) Naturferne Ökosysteme: Standorte mechanisch und chemisch erheblich verändert, oft hoher Anteil ursprünglich im Gebiet nicht heimischer Arten, z. B. Äcker, Intensivgrünland, Forste aus fremdländischen Baumarten.
- 5) Künstliche Ökosysteme: anthropogene Standorte, abhängig von anthropogener Energiezufuhr, urban-industrielle Ökosysteme.

BRUNKEN (1986) bewertet den ökologischen Zustand von Fließgewässern – analog zu Schulnoten – in sechs Wertstufen, während im Rahmen der Strukturgütekartierung heute sieben Kategorien zur Anwendung kommen (vgl. Tab. 11).

Bei den flächendeckenden Waldbiotopkartierungen der Forstverwaltungen spielt die Bewertung der Naturnähe eine große Rolle, meist im Sinne einer „Naturnähe der Bestockung“ (z. B. in Thüringen). In Tab. 12 werden die (gegenläufig nummerierten) Naturnähestufen der Waldbiotopkartierungen von Thüringen und zwei Verfahren aus Niedersachsen verglichen.

Aus naturschutzfachlicher Sicht erscheinen die Bewertungen der beiden Methoden aus Niedersachsen recht großzügig, da z. B. ein Mischwald aus 50 % Buche und 50 % Fremdholz noch die Stufe 2 erreichen kann. Der Ansatz von Thüringen ist erheblich anspruchsvoller (aber auch komplizierter). Weiterentwickelte Methoden der forstlichen Biotopkartierung vervollständigen die Bewertung der Naturnähe durch Einbeziehung der beiden anderen wichtigen Teilaspekte: Naturnähe der Standortentwicklung und Naturnähe der Vegetationsentwicklung (vgl. AK FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1996).

#### 4.2.1.3 Hemerobie

Die Hemerobie (von griech. *hemeros* = gezähmt, kultiviert und *bios* = Leben) bezeichnet das Maß des menschlichen Einflusses (KOWARIK 1988) und umfasst

Tab. 11: Bewertung der Strukturgüte von Fließgewässern

Güteklassen	BRUNKEN (1986)	LAWA (2000)
1	natürlich (vom Menschen nicht erkennbar verändert)	unverändert
2	naturnah (einem natürlichen Gewässer vergleichbar, aber erkennbar vom Menschen verändert)	gering verändert
3	bedingt naturnah: begradigter Verlauf, aber vielfältige Gewässerbett- und Uferstrukturen	mäßig verändert
4	naturfern: technisch ausgebauter Lauf mit Regelprofil, in geringem Umfang naturnahe Strukturen an der Gewässersohle und/oder im Uferbereich	deutlich verändert
5	sehr naturfern: wie 4, aber ohne naturnahe Strukturen	stark verändert
6	extrem naturfern: durchgehende Ufer- und Sohlenbefestigung mit toten Baustoffen	sehr stark verändert
7	–	vollständig verändert

Tab. 12: Naturnähestufen von Waldbiotopkartierungen

Thüringen (LWF & TLU 1996)	Kriterien (vereinfacht)	HANSTEIN & STURM (1986)	Kriterien	Niedersachsen (NFP 2003)	Kriterien
1 = sehr naturfern	Dominanz von fremdländischen Baumarten, Anteil von Baumarten der pnV < 10 %	-	-	-	-
2 = naturfern	Dominanz gesellschaftsfremder, aber in Mitteleuropa heimischer Baumarten, Anteil von Baumarten der pnV ≤ 25 %	5	Anteil von nicht in Norddeutschland heimischen Baumarten ≥ 50 %, Baumarten der pnV < 25 %	5 = kulturbestimmt	≤ 10 % Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft
3 (k) = mäßig naturfern	Misch- und/oder Begleitbaumarten der pnV dominieren, Anteil von Hauptbaumarten der pnV je nach Mischung < 10 % bzw. 10-25 %	4	Anteil gesellschaftsfremder, aber in Norddeutschland heimischer Baumarten ≥ 50 %. Besteht der Bestand zu mindestens 50 % aus nicht heimischen Baumarten, so müssen mindestens 25 % von namengebenden Baumarten der pnV gebildet werden.	4 = kulturbetont	10-50 % Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft
3 (e) = mäßig naturfern, aber in Entwicklg.	höhere Anteile von Hauptbaumarten der pnV als bei 3 (k), je nach Mischung 10-25 % oder 25-35 %				
3 (n) = mäßig naturnah	Mischarten der pnV dominieren, Anteil der Hauptbaumarten der pnV 25-49 % bzw. Begleitbaumart der pnV dominiert und Hauptbaumarten der pnV 35-49 %, Anteil gesellschaftsfremder Nadelhölzer ≤ 25 %, Fremdländer ≤ 10 %	3	Anteil der namengebenden Baumarten der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft < 50 %. Von Natur aus geringer beteiligte Misch- oder Pionierbaumarten der jeweiligen Gesellschaften bilden mind. 50 % des Bestandes.	3 = bedingt naturnah	Bestände überwiegend aus Pionier- und/oder Nebenbaumarten der natürlichen Waldgesellschaft
4 = naturnah	Hauptbaumarten der pnV dominieren, aber Misch- und/oder Begleitbaumarten unvollständig bzw. Beimischung gesellschaftsfremder Baumarten, Anteil gesellschaftsfremder Nadelhölzer ≤ 20 %, Fremdländer allenfalls vereinzelt	2	Alle namengebenden Baumarten der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft sind vertreten und bilden mindestens 50 % des Bestandes. Fehlt eine dieser Arten, so müssen die übrigen mindestens 75 % des Bestandes bilden.	2 = naturnah	Bestände, die überwiegend (zu 50-90 %) aus den namengebenden Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft aufgebaut sind
5 = sehr naturnah	Baumartenzusammensetzung entspricht vollständig oder annähernd der pnV	1	Alle namengebenden Baumarten der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft sind vertreten und bilden mindestens 75 % des Bestandes.	1 = sehr naturnah	Bestände, deren Baumartenzusammensetzung der natürlichen Waldgesellschaft entspricht oder nahe kommt (≤ 10 % gesellschaftsfremde Baumarten)

„die Gesamtheit aller Wirkungen, die bei beabsichtigten und nicht beabsichtigten Eingriffen des Menschen in Ökosysteme stattfinden“ (SUKOPP 1976: 21).

Tab. 13 gibt einen Überblick über drei verschiedene Beispiele für Einstufungen der Hemerobie im Vergleich zu einer Natürlichkeitsskala.

Die Bewertung von Natürlichkeit bzw. Naturnähe muss nicht zwangsläufig auf einem historischen Ansatz beruhen. Naturnähe und die Hemerobie können als reziproke Skalierung desselben Sachverhalts aufgefasst werden (vgl. KOWARIK 1999). In diesem Sinne soll das Begriffspaar Naturnähe/Hemerobie hier verwendet werden. Wenn aktuell durch natürliche geomorphologische Prozesse neue Standorte entstehen (z. B. durch Dünenbildung an der Küste, Hangrutsch oder Vulkanausbruch), dann entstehen natürliche Biotope, deren Bewertung unabhängig von einer Betrachtung historischer Naturlandschaften ist. Es geht nicht vorrangig um die Frage, wie natürliche Biotope früher beschaffen waren, sondern darum, in welchem Umfang die aktuell vorhandenen Biotope und Biotoptypen durch anthropogene Einflüsse geprägt sind.

Der aktualistische Ansatz gemäß KOWARIK (1988, 1999) bewertet nur die Hemerobie der Vegetation bzw. deren Entwicklungshöhe im Bezug zum aktuellen

Standortpotenzial. Dieser Ansatz ist für den Biotop-schutz insofern bedeutsam, als er klären hilft, ob eine bestimmte Vegetation der mutmaßlichen Schlussgesellschaft entspricht und somit langfristig Bestand hat (also zur Erhaltung nicht pflegebedürftig ist), oder ob es sich um ein vorübergehendes Sukzessionsstadium bzw. eine nutzungsbedingte Ersatzgesellschaft handelt. Die ausschließliche Fokussierung des Hemerobie-konzeptes im Sinne von KOWARIK und verschiedener Ansätze zur Naturnähe auf die Vegetation ist aber für die Bewertung von Biotopen unzureichend. So konstata-tieren ESER et al. (1992), dass vorliegende Naturnähe-konzepte auf irreversibel anthropogen veränderte Standorte nicht anwendbar seien.

KOWARIK (1988) bezeichnet Endstadien einer vom Menschen nicht direkt beeinflussten Vegetationsent-wicklung als ahemerob, unabhängig davon, wie stark der Standort anthropogen überformt wurde. „Ahe-merobe Vegetation kann also auch im Zuge der Suk-zession einer anthropogenen Pflanzengesellschaft zu einer natürlichen Schlussgesellschaft auf irreversibel veränderten Standorten entstehen“ (ebd.: 78).

ESER et al. (1992) betonen zu Recht, dass ein derar-tiger Ansatz zwar in urbanen Landschaften wie Berlin seine Berechtigung hat, aber als alleiniges Bewertungs-konzept nicht ausreicht. Auch KOWARIK (1988: 75f),

Tab. 13: Vergleich verschiedener Ansätze zur Skalierung der Hemerobie und Natürlichkeit

Hemerobiestufe (nach KOWARIK 1988)	Beispiele nach BLUME & SUKOPP (1976)	Beispiele nach KIRSCH- STRÄCKE & REICH (in v. HAAREN 2004)	Moorstandorte, modifiziert nach DIERSSEN (2001)	nach BASTIAN & SCHREIBER (1999) Natürlich- keitsgrad	Beispiele
0 ahemerob	in Mitteleuropa nur Teile des Hochgebirges	–	vom Menschen unbe- einflusste Moore (Akrotelm intakt)	9 natürlich	Naturwald (ungenutzt)
1 oligohemerob	schwach durchforstete Wälder, Salzwiesen, wachsende Moore	kaum beeinflusste Pri- märwälder, wachsende Hochmoore, Fels- vegetation	wachsende, allenfalls schwach beeinträchtigte Moore (Akrotelm nur teilweise funktions- fähig)	8 naturnah	naturnaher Wirtschafts- wald
2 oligo- bis mesohemerob	–	Wälder mit geringem Holzeinschlag	schwach entwässerte Moore	7 bedingt naturnah	Extensivweide, Trocken- rasen
3 mesohemerob	Heiden, Forsten stand- ortfremder Arten, extensive Wiesen und Weiden	Wirtschaftswälder, mäßig bewirtschaftete Magerrasen und Wiesen	Sekundärwälder und -gebüsche auf veränder- ten Moorstandorten, Feuchtwiesen	6 halb- natürlich	Streuobstwiese, arten- reiches Grünland
4 meso- bis $\beta$ euhemerob	–	Wirtschaftsforsten, wenig ruderalisierte Magerrasen	entwässerte Sekundär- wälder, überweidetes Moorgrünland	5 bedingt naturfern	Intensivgrünland
5 $\beta$ euhemerob	Intensivweiden und -forsten, Zierrasen	intensiv genutztes Grünland, stark gestör- te Magerrasen	stark gestörte Sekun- därvegetation (z. B. ruderales Hochstauden- fluren)	4 naturfern	Baumschule, Intensiv- obstbau
6 $\beta$ euhemerob bis $\alpha$ euhe- merob	Ackerfluren	Vegetation traditionell bewirtschafteter Äcker, ausdauernde Trittrasen	mäßig intensiv bewirt- schaftete Äcker	3 sehr natur- fern	Ansaatgrasland
7 $\alpha$ euhemerob	Sonderkulturen, Äcker mit stark reduzierter Unkrautflora	Vegetation intensiv bewirtschafteter Äcker, lückige Trittrasen	Intensiväcker, ehemali- ge Frästorfflächen mit Pioniervegetation	2 bedingt naturfremd	Acker mit spezifischer Segetalvegetation
8 $\alpha$ euhemerob bis polyhe- merob	Rieselfelder	Ackervegetation unter starkem Herbizidein- fluss, Pioniervegetation anthropogener Stör- ungsstandorte	Randbereiche industrieller Torfabbauflächen	1 naturfremd	Acker ohne spezifische Segetalvegetation
9 polyhemerob	Abfalldeponien, gepflasterte Wege, Gleisschotter	Vegetation stark verän- deter Störungsstand- orte (Bahngelände, Müllplätze u. a.)	–		
10 metahemerob	Gebäude, Teerdecken	–	vegetationsfreie Frästorfflächen	0 künstlich	Bebauung

räumt ein, dass das Hemerobiesystem nicht für alle Fragestellungen geeignet ist: Für landschaftsgeschichtliche Ansätze und eine darauf aufbauende Bewertung von schutzwürdigen Bereichen ist eine vergleichende Analyse heutiger und früherer Zustände erforderlich.

Bei Biotoptypen muss bei der Bewertung der Hemerobie die anthropogene Veränderung des Standorts gleichrangig neben der Vegetation berücksichtigt werden. Ein Biotop mit anthropogenem Standort (z. B. Bauschutt) kann nicht als ahemerob eingestuft werden, selbst wenn sich die Vegetation spontan ohne direkten menschlichen Einfluss entwickelt hat.

#### 4.2.1.4 Teilkriterien der Naturnähe

Wie unter 4.2.1.1 angesprochen wurde, ist die Naturnähe ein komplexes Kriterium, das in Teilkriterien zu gliedern ist. Diese können zu zwei Gruppen aggregiert werden:

- **Naturnähe des Standorts:** beinhaltet auch indirekte Einflüsse auf die Biozönose (z. B. durch Entwässerung).

- **Naturnähe der Biozönose:** ist bezogen auf das Standortpotenzial und betrifft die unmittelbare Veränderung der Biozönose (unabhängig vom Standort), z. B. durch Anpflanzungen oder Ausrottung von Arten.

Da der Biotoptyp (auch oder vorrangig) standortbezogen definiert ist, muss bei dessen Bewertung die **Naturnähe des Standorts** (z. B. hinsichtlich Relief, Gewässerstrukturen, Bodenaufbau, Wasser- und Nährstoffhaushalt, anthropogenem Eintrag von Fremdstoffen) angemessen gewichtet werden. Wenig vom Menschen beeinflusste Standorte haben in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft grundsätzlich schon aufgrund ihrer Seltenheit und Unersetzbarkeit eine höhere Wertigkeit als die vorherrschenden anthropogen veränderten. Daher sollte dieser Aspekt bereits bei der Biotoptypisierung und -klassifikation beachtet werden.

Bei der Biozönose steht bei den meisten Biotoptypen die **Naturnähe der aktuellen Vegetation** im Vordergrund der Bewertung (Verschiebung der natürlichen Dominanzverhältnisse, Verdrängung von Arten, Einbringen von Arten, Anteil von Neophyten, Anteil



von Kultursippen). Neben der **Artenzusammensetzung** muss dabei auch die **Vegetationsstruktur** beachtet werden (z. B. durch verschiedene Intensitäten von Mahd, Beweidung, Holznutzung).

Die Naturnähe des Standorts und der Vegetation sind zwei gleichrangige, aber deutlich verschiedene Bewertungsaspekte, deren Vermischung in einer Skala methodisch problematisch ist, auf jeden Fall aber zu Informationsverlusten führt. Deutlich transparenter ist, wenn beide Parameter getrennt skaliert werden, so dass einem Biotop je ein Wert für den Standort und einer für die Vegetation zugewiesen wird. Auch KOWARIK (1999) weist darauf hin, dass die Differenzierung dieser beiden Dimensionen von Natürlichkeit einen Erkenntnisgewinn bedeutet.

Noch informativer ist eine Bewertung, die bei der Vegetation die Naturnähe der Strukturen und der Artenzusammensetzung gesondert betrachtet (s. Tab. 14). Dies gilt insbesondere für die Bewertung von Wäldern, für die eine Bewertung der Naturnähe ohnehin von besonderer Bedeutung ist. Eine nur auf der aktuellen Vegetation bzw. Baumartenzusammensetzung beruhende Bewertung von Wäldern wird als zu statisch betrachtet (z. B. WALENTOWSKI & WINTER 2007).

Neben dem aktuellen Zustand des Standorts und der Vegetationsstruktur sollte auch die **Natürlichkeit der Prozesse** betrachtet werden; d. h. ob der Biotop den für ihn typischen dynamischen Veränderungen unterliegt oder ob diese anthropogen eingeschränkt sind. Biotopstrukturen sind dabei zugleich auch Indikatoren für den Ablauf von Prozessen (z. B. Uferabbrüche als Indikator für natürliche Fließgewässerdynamik, Totholz und Naturverjüngung als Indikatoren für natürliche Waldentwicklung).

Außerdem sind Biotopstrukturen auch Indikatoren für die **Naturnähe der Zoozönose** (Vollständigkeit

entsprechender Habitate). Zusätzlich kann die unmittelbare anthropogene Veränderung der Fauna bewertet werden (Verschiebung der natürlichen Dominanzverhältnisse, Ausrottung oder Verdrängung von Arten, Einbringen von Arten, Anteil von Neozoen, Einfluss von Nutztieren). Allerdings ergeben sich dabei in Deutschland geringe Unterschiede, weil große Säugetiere mit biotopgestaltendem Einfluss wie Wisent, Ur, Bär und Wolf flächendeckend ausgerottet wurden und weil sich selbst bei gebietsweiser Wiederansiedlung von Luchs und Wolf keine vollständig natürlichen Beutegreifer-Beute-Systeme mehr wiederherstellen lassen. Für die Frage der Biotopklassifikation noch entscheidender ist aber, dass sich die Naturnähe der Fauna im Hinblick auf die hoch mobilen Wirbeltiere nicht auf einzelne Biotope beziehen lässt.

Wie problematisch und letztlich subjektiv eine summarische Bewertung der Naturnähe ist, mag folgendes Beispiel verdeutlichen: Ist ein Douglasien-Reinbestand auf einem alten Waldstandort weniger naturnah als eine Zwergstrauchheide derselben Standorteinheit? Der natürliche Zustand wäre in beiden Fällen ein bodensaurer Buchenwald. Unter floristischen Gesichtspunkten ist die Heide naturnäher, da sie aus von Natur aus heimischen Arten besteht, die sich selbst angesiedelt haben. Betrachtet man dagegen die Ausprägung von Boden und Krautschicht sowie die Vegetationsstruktur, so sind diese im Douglasienforst deutlich näher am natürlichen Zustand als in der Heide. Wird also die Naturnähe von Biotopen (und nicht ihrer Vegetation) bewertet, so erfordert ein objektiver, transparenter Ansatz die gesonderte Einstufung von Standort und Artenzusammensetzung sowie insbesondere beim Wald auch noch der Vegetationsstruktur.

Relikte historischer Hute- und Mittelwälder mit Dominanz von Eichen und Hainbuchen können hinsichtlich ihrer Strukturen und Fauna erheblich

**Tab. 14: Beispiele für die Bewertung der Naturnähe von Biotopen nach Standort, Artenzusammensetzung und Struktur** (Skalierung von 1 = natürlich bis 9 = künstlich)

Biotop	Naturnähe des Standorts	Naturnähe der Vegetation (Artenzusammensetzung bezogen auf den heutigen Standort)	Naturnähe der Vegetationsstruktur (im Vergleich zur hpnV)
Intaktes Hochmoor	1	1	1
Sekundärer, ungenutzter Moorwald auf stark entwässertem Hochmoortorf	3	1	1
Buchenurwald (nie genutzt)	1	1	1
strukturarmer Buchenhochwald aus ehem. Ackeraufforstung	2	2	3
ungenutzter Buchennaturwald (Nutzungsaufgabe vor 50 Jahren, Standort immer bewaldet)	1	1	2
Douglasienforst auf altem Waldstandort	1	5	4
Sandheide auf Heidepodsol	3	4	6
Intensiv genutztes Dauergrünland auf gewachsenem Boden	4	5	6
Acker mit Begleitvegetation auf gewachsenem Boden	5	6	7
Acker ohne Begleitvegetation in eingedeichter Küstenmarsch	6	8	8
Ruderalflur auf alter Mülldeponie	8	4	6
Straße	9	9	9

naturnäher sein als forstlich geprägte Buchen-Hochwälder, die zwar der potenziellen natürlichen Vegetation entsprechen, aber aufgrund zu intensiver Nutzung und fehlender Habitattradition stark an Arten und Strukturen verarmt sind (vgl. z. B. WALENTOWSKI & WINTER 2007).

Die Teilkriterien der Naturnähe können auf der Grundlage von Bewertungsvorschriften zu einem Gesamtwert zusammengeführt werden (vgl. KOWARIK 1999). Inhaltlich ergeben sich dabei aber erhebliche Gewichtungprobleme und Informationsverluste, wenn im Ergebnis nur der Gesamtwert Gegenstand weitergehender Betrachtungen ist.

Bei der Bewertung der höchsten Naturnähestufe (oder geringsten Hemerobie) sind auch global wirksame Einflüsse wie Fernimmissionen und anthropogene Einflüsse auf das Klima einzubeziehen. Hinzu kommt in Mitteleuropa die irreversible Veränderung der Megafauna, deren Einfluss auf die ursprüngliche Naturlandschaft schwer einzuschätzen ist (s.o.). Es ist zu entscheiden, ob – zumindest bei der Bewertung der Naturnähe der Standorte – in Relation zum ursprünglichen Zustand heute grundsätzlich nur noch die zweitbeste Stufe erreicht werden kann, oder ob aus pragmatischen Gründen die erste Stufe (= natürlich) zugewiesen wird, wenn keine unmittelbaren Veränderungen des Biotops feststellbar sind, diese somit nicht das (unrealistische) Fehlen jeglichen menschlichen Einflusses voraussetzt. Dies ist die Frage nach dem Nullpunkt der Hemerobieskala (vgl. KOWARIK 1999). Für die Biototypisierung ist diese Frage weniger relevant, da ja nicht mehr vorhandene Ausprägungen natürlicher Biotope nicht Gegenstand einer anwendungsbezogenen Klassifikation sind (vgl. aber 4.2.4).

Bei der Klassifikation ist im Hinblick auf die historische Dimension der Naturnähe ein bewertungsrelevanter Aspekt besonders zu beachten: Ist die natürliche Entstehung eines Biotops Teil der Typisierung, ergibt sich daraus zwangsläufig, dass er bei Verlust nicht wiederherstellbar ist. Dazu ein Beispiel: Die Zerstörung eines Weihers des Biototyps „Nährstoffarmes Stillgewässer natürlicher Entstehung“ ist per Definition (unter den heutigen Rahmenbedingungen) irreversibel, während ein weitergefasster Biototyp „Nährstoffarmes Stillgewässer“ durch Anlage eines Sekundärgewässers mittelfristig wieder entwickelt werden kann (vgl. 4.2.3).

Zur Bewertung praktischer Fragen des Naturschutzes ist es auch möglich, einen Teilaspekt der Hemerobie herauszugreifen, den man als **Nutzungsabhängigkeit (bzw. Pflegebedürftigkeit)** bezeichnen kann. Dieses mit der Hemerobie verknüpfte Kriterium bewertet, ob bzw. in welchem Maß ein (schutzwürdiger) Biototyp zu seiner Erhaltung unter den gegebenen Rahmenbedingungen menschlicher Einflüsse (Nutzung, Pflege) bedarf. Im Rahmen einer Bewertung der Biototypen im niedersächsischen Harz wurden biotypbezogen folgende Kategorien der Pflegebedürftigkeit unterschieden (v. DRACHENFELS 1990):

- 1: Regelmäßige Pflege erforderlich (jährlich oder im Abstand weniger Jahre), z. B. Mahd von Grünland.
- 2: Pflegemaßnahmen in größeren Zeitabständen erforderlich, z. B. Wartung von Teichdämmen, Bewirtschaftung von Mittelwäldern.

3: kein Pflegebedarf, vorrangiges Schutzziel ist die natürliche Entwicklung ohne Nutzung.

Bei Berücksichtigung von anthropogen beeinträchtigten Biototypen könnte man die Skala noch um eine weitere Kategorie ergänzen:

E: Maßnahmen zur Entwicklung in einen höherwertigen Biototyp bzw. zur Wiederherstellung einer früheren Ausprägung anzustreben, z. B. Wiedervernässung von Biototypen degenerierter Moore.

Die Pflege- und Entwicklungsbedürftigkeit muss zusätzlich auf der Objektebene bewertet werden, da die konkreten Ausprägungen weitere Abstufungen erforderlich machen können (z. B. Zurückdrängen invasiver Neophyten bzw. standortfremder Baumarten in Biototypen, die bei idealtypischer Ausprägung keine Maßnahmen erfordern).

#### 4.2.1.5 Fazit

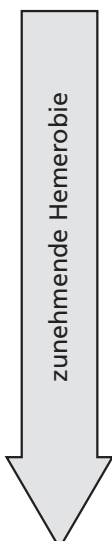
Für das Bewertungsergebnis ist es letztlich unerheblich, ob Biotope nach Naturnähe oder Hemerobie bewertet werden. Wie bereits angesprochen wurde, sollte in der Naturschutzpraxis nach Möglichkeit einer allgemein verständlichen Terminologie der Vorrang gegeben werden. Die Bezeichnungen der Natürlichkeitsgrade haben den Vorteil, auch für Laien verständlich und einprägsamer zu sein. KOWARIK (1999) verweist aber auf zwei Vor- bzw. Nachteile:

1. Es sei strategisch nicht zweckmäßig, Biototypen wie Magerrasen, denen besondere Anstrengungen des Naturschutzes gelten, als „bedingt naturfern“ zu klassifizieren. Das lässt sich jedoch vermeiden, wenn man die Terminologie von z. B. BUCHWALD (1978) aufgreift und die mittlere Stufe, der Biototypen wie Trockenrasen, Heiden und Feuchtwiesen zuzuordnen sind, als „halbnatürlich“ (*semi natural* in der englischsprachigen Fachterminologie) bezeichnet. Diese Bezeichnung bringt den Charakter dieser Biototypen sehr plastisch zum Ausdruck: halb von Natur (heimische Arten, geringe Standortveränderungen), halb vom Menschen (extensive Nutzung) geprägt.
2. Die Hemerobieskala habe den semantischen Vorteil, begrifflich neutraler zu wirken, während Wörter wie „naturnah“ und „naturfern“ unmittelbar Wertungen zum Ausdruck bringen, die z. B. in der Diskussion mit Nutzergruppen (z. B. Forstwirtschaft) einen Konsens bei der Bewertung bestimmter Ausprägungen erschweren können. Diesen Effekt erreicht man aber ebenso, wenn man auf Adjektive völlig verzichtet und die Rangstufen nur mit Zahlen kennzeichnet (z. B. Naturnähestufe 5).

Im Ergebnis spricht aber wenig dagegen, je nach Zielsetzung die eine oder andere Skalierung zu verwenden. Für die öffentlichkeitswirksame Darstellung haben die Adjektive der Naturnäheskala bei sorgfältiger Wortwahl auf jeden Fall Vorteile gegenüber dem Fachbegriff der Hemerobie, der bisher nicht einmal im DUDEN (2006) aufgeführt ist.

Für die Frage der Biotopklassifikation ist die Bezeichnung von Natürlichkeits- oder Hemerobiestufen aber unwesentlich. Wichtiger ist, wie viele Stufen die Skala aufweisen sollte. Denn dies ist bedeutsam, wenn man eine bestimmte Zahl an Abstufungen auf der Typusebene ermöglichen will.

Tab. 15: Skalierung des Natürlichkeitsgrads bei forstwirtschaftlicher und anderer Nutzung

Natürlichkeit	Forstwirtschaft	Landwirtschaft und andere Nutzungen
<p>natürlich</p>  <p>künstlich</p>	<b>Referenzbiotop: Buchen-Urwald auf mäßig trockenem Kalkstandort</b>	
	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Buchen-Naturwald (seit vielen Jahren ungenutzt)</li> <li>■ naturnaher Wirtschaftswald (Artenzusammensetzung gemäß hpnV)</li> <li>■ Eichen-Hainbuchen-Mittelwald</li> <li>■ Mischwald aus 50 % Buche und 50 % nicht standortgemäßer Fichte</li> <li>■ Mischwald aus 25 % Buche und 75 % nicht standortgemäßer Fichte</li> <li>■ Reinbestand aus nicht standortgemäßer Fichte</li> <li>■ Douglasien-Reinbestand (alter Waldstandort)</li> <li>■ Douglasien-Aufforstung auf Acker</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Buchen-Eichen-Hutewald</li> <li>■ Kalkmagerrasen mit eingestreuten Gehölzen</li> <li>■ gehölzfreier Kalkmagerrasen</li> <li>■ artenreiche Fettwiese (mäßige Düngung)</li> <li>■ artenarme Fettwiese (starke Düngung)</li> <li>■ Acker mit Wildkrautvegetation</li> <li>■ Acker ohne Wildkrautvegetation (Behandlung mit Pestiziden)</li> <li>■ Steinbruch in Abbau</li> <li>■ Bauschuttdeponie</li> <li>■ Straße mit Asphaltdecke</li> </ul>

Tab. 15 ordnet eine Auswahl von Biotoptypen, die sich ausgehend von einem natürlichen Wald entwickelt haben könnten, nach ihrem Natürlichkeitsgrad. Nach diesem Muster kann eine Klassifikation entwickelt werden, die auf der Typusebene eine ausreichende Zahl von Abstufungen nach Naturnähe bzw. Hemerobie aufweist.

Die tabellarischen Beispiele zeigen, dass aufgrund der Vielzahl von Kriterien, deren Relevanz sich je nach Obergruppe der Biotoptypen unterscheidet, ein Quervergleich der Skalierung zwischen z. B. Wald und Grünland nur eingeschränkt sinnvoll ist. Selten wird man dabei auf derselben Stufe dasselbe Maß an naturschutzfachlicher Wertigkeit vorfinden. Die Rangfolge kann letztlich nur innerhalb einer Gruppe verwandter Biotop- oder Vegetationstypen weitgehend schlüssig sein. Die Skalierung sollte daher für jede Obergruppe (Wälder, Fließgewässer, Stillgewässer, Moore usw.) gesondert vorgenommen werden. Dabei ist zu entscheiden, welche Abstufungen auf der Typusebene vorgegeben werden und welche auf der Objektebene anhand flächenspezifischer Daten vorzunehmen sind.

Um auf der Typusebene eine genaue Bewertung der verschiedenen Aspekte von Natürlichkeit bzw. Hemerobie zu ermöglichen, sollten Biotoptypen in dieser Hinsicht weitgehend homogen sein. Es ist daher so weit wie möglich zu vermeiden, dass ein Typ sowohl natürliche wie anthropogene Standorte bzw. sowohl (potenziell) natürliche wie nutzungsabhängige Vegetationsformen umfasst. Da aber nicht alle Abstufungen der Naturnähe von Standort, Artenzusammensetzung und Struktur durch gesonderte Typen abgebildet werden können, erfordert eine hinreichend genaue Bewertung konkreter Vorkommen zusätzlich die Bewertung auf der Objektebene.

#### 4.2.2 Empfindlichkeit gegen Belastungen

Das Kriterium der Empfindlichkeit (oder auch Disposition, Belastbarkeit, Anfälligkeit, Vulnerabilität) drückt aus, wie leicht ein Biotoptyp durch bestimmte Eingriffe bzw. Einflüsse zerstört oder beeinträchtigt werden kann. „Die Anfälligkeit gibt Auskunft über den Grad der Belastung, den ein Biotoptyp erträgt bzw. den er durch fortwährende Regeneration ausgleichen kann, ohne seinen typischen Charakter zu verlieren“ (BUSHART et al. 1990). Dabei geht es nicht um die unmittelbare, offensichtliche und vollständige Zerstörung durch z. B. Gesteinsabbau oder Bebauung (s. 4.2.3), sondern vorrangig um Einflüsse, die an einzelnen Merkmalen des Biotops (z. B. Wasserhaushalt) ansetzen und oft erst allmählich zu einer Beeinträchtigung eines Biotops führen. Dieses Kriterium ist für die Risikoeinschätzung bei geplanten Eingriffen bzw. Nutzungsänderungen von zentraler Bedeutung.

In diesem Kontext ist die **Stabilität** von Ökosystemen relevant. Diese beschreibt die Beständigkeit eines Systems gegenüber äußeren Einwirkungen und kann in drei bis vier Teilaspekte untergliedert werden (alles nach SCHAEFER 2003):

- Konstanz (Resistenz): Fähigkeit, sich bei der Einwirkung von Störfaktoren nicht zu verändern.
- Zyklizität: Das Ökosystem ist – ohne Einwirkungen von außen – durch Schwankungen bestimmter Merkmale gekennzeichnet, kehrt aber immer wieder von selbst in bestimmte Zustände zurück.
- Elastizität: Das System verändert sich bei Einwirkung von Störungen, entwickelt sich aber nach deren Ausklingen von selbst in den ursprünglichen Zustand zurück (d. h. der Ökosystemtyp bleibt bestehen). Die Geschwindigkeit dieses Rückbildungsprozesses wird teilweise (auch im Zusammenhang mit der Zyklizität) als Resilienz bezeichnet.
- Kontinuität: Die Beständigkeit über längere Zeiträume.

Zusätzlich gibt es noch den Begriff der Persistenz, der je nach Autor als Synonym zu Konstanz (z. B. SCHAEFER 2003) oder zu Kontinuität aufgefasst wird.

BASTIAN & SCHREIBER (1999) definieren (in Anlehnung an GIGON 1984, zit. ebd.) etwas anders:

- **Konstanz:** Beständigkeit eines Ökosystems (keine oder sehr geringe Veränderungen im Verlauf der Zeit), keine endogenen Veränderungen (entspricht der Kontinuität gemäß SCHAEFER).
- **Resistenz:** Widerstandsfähigkeit gegen exogene Veränderungen bzw. gegen Störfaktoren (Konstanz unter dem Einfluss von Störfaktoren). Störfaktoren sind Einflüsse, die nicht zum normalen Haushalt des betreffenden Ökosystems gehören.

In diesem Sinne kann Empfindlichkeit als reziprok skaliertes Pendant zu Resistenz definiert werden. Ein hoher Grad von Empfindlichkeit bedeutet eine geringe Resistenz gegen Störfaktoren.

In der Naturschutzpraxis sind zwei Aspekte der Empfindlichkeit von vorrangiger Relevanz:

- **Empfindlichkeit gegen Entwässerung** (insbesondere Grundwasserabhängigkeit)
- **Empfindlichkeit gegen Nährstoffeinträge** (Eutrophierung)

Bei einigen Biotoptypen ist auch die **Empfindlichkeit gegen Säureeinträge** (Versauerung) bedeutsam.

Es ist daher anzustreben, dass Biotoptypen im Hinblick auf diese Parameter möglichst homogen und ausreichend differenziert sind. Daher ist es notwendig, Biotoptypen mit einer großen Bandbreiten an Trophiestufen (z. B. „Niedermoor/Sumpf“, v. DRACHENFELS & MEY 1991) oder Feuchtegraden (z. B. „Bodensaurer Eichenmischwald“, ebd.) weiter zu unterteilen (vgl. die Untertypen in dieser Kartieranleitung). Außerdem ist im Hinblick auf die Gefährdung durch Versauerung die Basenversorgung der Böden und Gewässer bei der Typisierung zu beachten.

Für spezielle Formen von Belastungen müssen bei Bedarf zusätzliche Empfindlichkeitsparameter zur Anwendung kommen, z. B. die Empfindlichkeit von Waldstandorten gegen Bodenverdichtung durch Befahren, Empfindlichkeit gegen Klimaveränderungen.

Ein aktueller Anwendungszweck ist die Bewertung der Grundwasserabhängigkeit bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Der darin geforderte „gute Zustand“ des Grundwassers ist nach Anhang V, Nr. 2.1.2 WRRL u. a. dadurch gekennzeichnet, dass grundwasserabhängige Landökosysteme und Oberflächengewässer nicht signifikant geschädigt sein dürfen (RIECKEN et al. 2006). Grundwasserabhängig sind Ökosystem- bzw. Biotoptypen, deren Standortmerkmale und Biozönosen wesentlich durch Grundwasser-einfluss geprägt sind. Dies bedeutet im Umkehrschluss, dass sie empfindlich gegen Grundwasserabsenkung sind.

Bei RIECKEN et al. (2006) werden die Biotoptypen drei Stufen der Grundwasserabhängigkeit zugeordnet:

- 1) grundwasserabhängig
- 2) je nach Ausprägung grundwasserabhängig
- 3) keine Grundwasserabhängigkeit

Für die Klassifikation der Biotoptypen ergibt sich daraus, dass diese möglichst eindeutig der Kategorie 1 oder 3 zuzuordnen sein sollten. Bei einer derartigen

Skala ist eine Klassifikation umso besser, je geringer die Zahl der Typen ist, die der Kategorie 2 angehören. Die Empfindlichkeit von Typen der Kategorie 2 kann nur aufgrund einer weiteren Differenzierung auf der Objektebene beurteilt werden.

Für anspruchsvollere Fragestellungen müssen Empfindlichkeiten ggf. differenzierter bewertet werden. Dann empfiehlt sich eine fünfstufige Skala (Beispiele bezogen auf den Faktor Nährstoffeintrag):

- 1) sehr große Empfindlichkeit (z. B. oligotropher See)
- 2) große Empfindlichkeit (z. B. mesotropher See)
- 3) mittlere Empfindlichkeit (schwach eutropher See, Übergang mesotroph-eutroph)
- 4) geringe Empfindlichkeit (eutropher See)
- 5) keine Empfindlichkeit (polytropher See)

Bei der Festlegung von Biotoptypen sollte darauf geachtet werden, dass die zugehörigen Biotope bei den wichtigsten Beeinträchtigungsfaktoren (v. a. Entwässerung, Eutrophierung) möglichst nur einer dieser fünf Stufen der Empfindlichkeit angehören. Zumindest sollte die Typisierung aber auf eine Dreigliederung der Empfindlichkeit ausgerichtet sein (große, mittlere, geringe/keine Empfindlichkeit gegen Entwässerung, Eutrophierung bzw. Versauerung).

#### 4.2.3 Regenerationsfähigkeit

Das Kriterium Regenerationsfähigkeit bewertet nach v. DRACHENFELS (1996),

- ob sich degradierte Ausprägungen oder zerstörte Bestände von Biotopen nach Beendigung negativer Einflüsse in bestimmten Zeiträumen regenerieren können, entweder von selbst oder initiiert bzw. unterstützt durch Maßnahmen des Menschen (Regenerationsfähigkeit bzw. Regenerierbarkeit i.e.S., vgl. RIECKEN et al. 1994) und
- ob neue Vorkommen der Biotoptypen an anderer Stelle entstehen können, ebenfalls entweder von selbst oder initiiert bzw. unterstützt durch gestaltendes Eingreifen des Menschen (Entwicklungsfähigkeit, Ersetzbarkeit).

Als vollständig regeneriert oder wiederhergestellt kann ein Biotop dann gelten, wenn die zugehörige Biozönose mit allen typischen Arten und Strukturen wieder vorhanden ist. Dies setzt entsprechende Standorteigenschaften voraus. Ein Wald mit alten Bäumen ist erst dann vollständig regeneriert, wenn der neue Bestand ebenso alte Bäume enthält. Noch länger kann aber die Entwicklung eines typischen Waldbodens mit charakteristischer Fauna und Krautvegetation dauern.

Grundlegend anders wird der Begriff von BASTIAN & SCHREIBER (1999: 296) interpretiert: „Das Regenerationsvermögen ist in natürlichen Ökosystemen am größten und in völlig künstlichen Lebensgemeinschaften, z. B. landwirtschaftlichen Monokulturen, am geringsten. Somit können Natürlichkeitsgrad der Vegetation und Hemerobie- bzw. Synanthropiestufe [...] als Maß für die biotische Regenerationsfähigkeit herangezogen werden.“ Diese Interpretation erscheint aus naturschutzfachlicher Sicht nicht zweckmäßig. Die Regenerationsfähigkeit sollte von der Eigenschaft der Ökosysteme zur Selbstregulation unterschieden werden.

Der in diesem Zusammenhang ebenfalls verwendete Begriff „Wiederherstellbarkeit“ ist problematisch, weil er eine rein technische Machbarkeit suggeriert (RIECKEN et al. 1994). Der Mensch kann zwar bestimmte Rahmenbedingungen schaffen; ein entsprechender Biotop einschließlich seiner Biozönose entsteht aber erst durch Prozesse der Natur (z. B. Besiedlung durch Arten, Bodenbildung). Wiederherstellbar sind nur bestimmte Rahmenbedingungen (z. B. Wiedervernässung, Beseitigung von Gehölzaufwuchs). Auch KIRSCHSTRACKE & REICH (in v. HAAREN 2004) weisen darauf hin, dass die Wiederherstellbarkeit immer auch Aspekte der Regeneration enthält, da nur bestimmte Ausgangsbedingungen geschaffen werden können.

Der von anderen Autoren wie BUSHART et al. (1990) oder FLORIS VAN DER PLOEG (in USHER & ERZ 1994) in diesem Sinne gebrauchte Begriff „Ersetzbarkeit“ ist missverständlich, da er im Rahmen der Eingriffsregelung (zumindest ursprünglich) nur den Fall bezeichnet, wenn ein nicht ausgleichbarer Eingriff vorliegt, also wenn z. B. ein nicht wiederherstellbarer Biotop durch einen anderen Biotoptyp ersetzt wird. BUSHART et al. (1990) verstehen unter Ersetzbarkeit die Möglichkeit einer Wiederherstellung durch eine weitgehend eigendynamische Entwicklung. Es wird unterschieden zwischen der Wiederherstellung eines konkreten, noch nicht vollständig zerstörten Biotops und der Neuschaffung. Die Wiederherstellung ist meist leichter als die Neuschaffung. Es wird aber auch auf Ausnahmen hingewiesen: „Ein zerstörter Lösshohlweg kann an Ort und Stelle oft nicht wiederhergestellt werden, sondern besser an anderer Stelle mit noch intakter Lössstruktur. Ein oligotrophes Stillgewässer lässt sich leichter durch Neuanlage entwickeln, als durch Rückführung eines eutrophierten Sees in den oligotrophen Ausgangszustand“ (ebd.: 9).

Eine geringe Regenerationsfähigkeit (bzw. schlechte Wiederherstellbarkeit) ist in Anbetracht des stetigen Landschaftswandels durch Eingriffe, Nutzungsänderungen und flächendeckende Veränderungen von Standortfaktoren wie Klima, Wasser- und Nährstoffhaushalt eine Eigenschaft von Biotopen, die besonders zu beachten ist (z. B. PLACHTER 1992).

Die tatsächlichen Entwicklungsmöglichkeiten hängen von verschiedenen Faktoren ab, insbesondere (nach v. DRACHENFELS 1996):

- Grad der Degradierung bzw. Zerstörung des Biotops (z. B. nur die Vegetation betroffen oder auch der Boden?),
- Verfügbarkeit geeigneter Ersatzstandorte für Neuentwicklungen,
- Erreichbarkeit der Flächen für biotoptypische Arten im Rahmen von Wiederbesiedlungsprozessen (wobei auch das aktive Einbringen von Arten zur Beschleunigung der Entwicklung in die Überlegung einzubeziehen ist – Beispiele: Aufforstungen, Mulchsaat).

Die Regenerationsfähigkeit (in dieser umfassenden Auslegung) kann auf der Typusebene und auf der Objektebene bewertet werden:

- Typusebene: Die grundsätzliche Fähigkeit der Biozönose eines Biotoptyps auf Störungen zu reagieren. Die grundsätzliche Möglichkeit, die Standorteigenschaften zerstörter Biotope wiederherzustellen.
- Objektebene: Die Möglichkeiten zur Regeneration bzw. Wiederherstellung konkreter Biotope (in Abhängigkeit von ihrer spezifischen Ausprägung in einem bestimmten Umfeld).

Die Regenerationsfähigkeit ist ein wichtiger Gesichtspunkt zur Einschätzung der Gefährdung und der Schutzbedürftigkeit von Biotoptypen (vgl. 4.2.4, 4.2.7).

Tab. 16: Bewertung der Regenerationsdauer bzw. -fähigkeit

Regenerationsdauer nach Zusammenstellung aus verschiedenen Quellen von KIRSCHSTRACKE & REICH (in v. HAAREN 2004)		Regenerationsfähigkeit nach v. DRACHENFELS (1996)		Regenerationszeit nach BIERHALS et al. (2004)	
Kategorien	Erläuterung	Kategorien	Erläuterung	Kategorien	Erläuterung
Regenerationsdauer sehr lang	> 50 Jahre	1 (N) = nicht regenerierbar	allenfalls in Jahrhunderten bis Jahrtausenden	kaum oder nicht regenerierbar	> 150 Jahre
Regenerationsdauer lang	25-50 Jahre	2 (K) = kaum regenerierbar	> 150 Jahre		
Regenerationsdauer mäßig	5-25 Jahre	3 (S) = schwer regenerierbar	15-150 Jahre	schwer regenerierbar	25-150 Jahre
Regenerationsdauer kurz	≤ 5 Jahre	4 (B) = bedingt regenerierbar	< 15 Jahre	bedingt regenerierbar	≤ 25 Jahre

Tab. 17: Entwicklungsdauer von Ökosystemtypen nach BASTIAN (1996)

Kategorien	Entwicklungsdauer (Jahre)	Beispiele
I	< 5	Ruderal- und Segetalvegetation, Zwergbinsen-Gesellschaften
II	5 - 25	artenarme Wiesen, Vegetation eutropher Gewässer
III	25 - 50	artenarme Gebüsche und Hecken, artenreichere Wiesen, Magerrasen, Heiden
IV	50 - 200	artenreiche Vegetation von Wäldern, Gebüschen und Hecken
V	200 - 1.000	Nieder- und Übergangsmoore, sehr artenreiche Trockenrasen und Heiden
VI	1.000 - 10.000	Hochmoore, Wälder mit alten Bodenprofilen

„Grundsätzlich ist die Schutzbedürftigkeit umso höher, je geringer die Regenerationsfähigkeit ist. Bei gleichem Gefährdungsgrad kommt Biotoptypen mit geringerer Regenerationsfähigkeit in der Regel eine höhere Schutzpriorität zu“ (v. DRACHENFELS 1996: 112).

Bei der Skalierung der Regenerationsfähigkeit kann der Zeitraum bewertet werden, der für eine Wiederherstellung bzw. Neuentwicklung des jeweiligen Biototyps erforderlich ist (s. Tab. 16). BASTIAN (1996) unterscheidet bei der Entwicklungsdauer von Ökosystem- bzw. Biotoptypen sechs Stufen (Tab. 17).

Weitere im Detail abweichende Abstufungen finden sich z. B. bei RIECKEN et al. (1993) und KAULE (1991). Unabhängig davon, wie dieses Merkmal im Detail skaliert wird, ist eine Bewertung auf der Typusebene nur dann sinnvoll möglich, wenn Biotope mit deutlich unterschiedlicher Entwicklungsdauer gesonderten Typen zugeordnet sind. Weiterhin sollten gebietspezifische Unterschiede auf der Objektebene bzw. durch typologische Zusatzmerkmale erfasst werden.

Dabei ist auch die historische Dimension der Biotopentwicklung von Bedeutung: Je länger die Standort- und Nutzungskontinuität eines Biotops andauert, desto wahrscheinlicher ist es, dass sich komplexe ökologische Beziehungen aufbauen und sich ein für den Biototyp weitgehend vollständiges Arteninventar einstellt (KAISER et al. 2002: 265).

Die „Stabilitäts-Zeit-Hypothese“ nimmt an, dass die Artenvielfalt in Lebensräumen, die über längere Zeit stabil sind, höher ist, bedingt durch geringere Aussterberaten sowie stärkere Ausdifferenzierung und Ausnutzung von ökologischen Nischen. Es gibt aber stabile Lebensräume mit geringer und gestörte Lebensräume mit hoher Diversität (SCHAEFER 2003). Man kann diesen Vergleich somit nur innerhalb eines Typs anstellen. Weiterhin gehört zu dieser Kontinuität ggf. auch die ständige Einwirkung typspezifischer Störungen (z. B. bei Ruderalfluren). Ein Grund für höhere Artenvielfalt kann auch sein, dass die Wahrscheinlichkeit, dass alle typischen Arten die Fläche „gefunden“ haben, höher ist. Bei jungen Stadien hängt es oft vom Zufall ab, welche Arten sich (abgesehen von allgegenwärtigen Ubiquisten) kurzfristig einstellen.

Beispiele zur Bedeutung der historischen Dimension:

- Naturnahe Hochmoore: Die kennzeichnende Moorvegetation kann sekundär in einem wiedervernässten Torfstich entstanden sein oder einen primären Moorstandort besiedeln. Letzterer ist aus naturkundlichen Gründen wie auch im Hinblick auf die Habitatkontinuität bedeutsamer.
- Wälder: Wälder auf alten Waldstandorten, d. h. auf Flächen, die seit Beginn entsprechender Aufzeichnungen ununterbrochen bewaldet waren, weisen i. d. R. eine größere Zahl stenöker Arten und damit eine größere Schutzwürdigkeit auf als Wälder, die in historischer Zeit durch Aufforstung oder Sukzession zuvor waldfreier Flächen entstanden sind (vgl. z. B. ZACHARIAS 1996). Bei Letzteren ergeben sich entsprechende Abstufungen in Abhängigkeit von dem Zeitpunkt der Aufforstung bzw. des Beginns der spontanen Bewaldung. So ist es von erheblicher Bedeutung, ob ein Wald durchgängig seit vielen Jahrhunderten besteht oder erst vor 50 oder 100 Jahren durch Aufforstung zuvor landwirtschaftlich genutzter Flächen begründet wurde.

- Stillgewässer: Anthropogene Stillgewässer können zwar in vergleichsweise kurzer Zeit eine ähnliche oder sogar gleichwertige Biotopfunktion wie natürliche Seen und Weiher entwickeln. Bei anderen Kriterien wie Eigenart, Seltenheit oder geowissenschaftliche Bedeutung ergeben sich aber Bewertungsunterschiede.
- Gesteinsbiotope: Natürlich entstanden Felsen und Blockhalden sind i. d. R. für den Naturschutz bedeutsamer als anthropogene Gesteinsbiotope in Steinbrüchen oder sonstigen künstlichen Felsanschnitten.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die unterschiedliche Regenerationsfähigkeit von Biotopen bei ihrer Klassifikation zu berücksichtigen ist, damit typusbezogene Bewertungen bei der Prüfung von Eingriffsfolgen möglichst aussagefähig sind. Dabei sind auch das Alter und die Art der Entstehung von Lebensräumen relevant, um die Möglichkeiten einer gleichwertigen Wiederherstellung beurteilen zu können.

#### 4.2.4 Seltenheit und Gefährdung – Rote Listen gefährdeter Biotoptypen

Neben dem Natürlichkeitsgrad ist die Gefährdung das zweite essenzielle Kriterium, um die Schutzwürdigkeit bzw. -bedürftigkeit von Biotopen zu begründen. Die beiden zuvor behandelten Kriterien der Empfindlichkeit und der Regenerationsfähigkeit sind Teilparameter dieses komplexen Bewertungsaspekts. Wenn naturnahe Biotope nicht empfindlich gegen menschliche Einflüsse und jeder Zeit leicht wieder herstellbar wären, so wären sie nicht oder deutlich weniger gefährdet.

Ein weiterer Parameter, der die Gefährdung mit bestimmt, ist die Seltenheit. Diese wird hier (anders als bei anderen Autoren, z. B. PLACHTER 1992) nicht als eigenständiges Bewertungskriterium eingeordnet, da Seltenheit in den meisten Fällen Folge eines Bestandsrückgangs und somit Ausdruck von Gefährdung ist. Die naturbedingte Seltenheit ist eine separate Gefährdungskategorie der Roten Listen (früher 4 oder P, heute meist R), so dass auch sie ein Teilaspekt von Gefährdung ist. Die Seltenheit ist nur auf der Typusebene bewertbar. ESER et al. (1992) heben auf der Grundlage einer kritischen Darstellung des Seltenheitsbegriffes hervor, dass Bedrohtheit ein wesentlich aussagekräftigeres Kriterium sei. Bei Biotoptypen gilt zudem, dass die Seltenheit von Typen stark von der Klassifikation abhängig ist: Je differenzierter diese ist, umso größer ist die Zahl seltener Typen. Subtypen von Feuchtgrünland sind z. B. zwangsläufig überwiegend seltener als die weitergefasste Obergruppe.

Außerdem ist zu beachten, dass Seltenheit und Gefährdung für sich betrachtet bei Biotoptypen (anders als bei Arten) keine wertgebenden Kriterien sind, sondern nur in Verbindung mit dem Kriterium der Naturnähe bzw. der damit verknüpften Schutzwürdigkeit; d. h. relevant sind Seltenheit und Gefährdung nur bei Biotoptypen, die aus Sicht des Naturschutzes erhaltenswert sind. Die Tatsache, dass es in Niedersachsen z. B. nur noch einen Braunkohletagebau gibt, dieser anthropogene Biotop- oder Nutzungstyp daher sehr selten ist, begründet keine besondere Schutzbedürftigkeit. Ähnliches gilt für den

starken Rückgang offener (nicht abgedeckter) Hausmüllkippen infolge neuer Vorschriften für die Müllentsorgung.

Dieser Gesichtspunkt ist bei der Erstellung von Roten Listen gefährdeter Biotoptypen von grundlegender Bedeutung: „Gefährdet sind auch manche der vom Menschen geschaffenen naturfernen Biotope: So sind in Niedersachsen Biotope der Bergwerke und der Metallhütten stark gefährdet, da diese Industriezweige weitgehend aufgegeben wurden. Kleine, unregelmäßige Müllplätze sind ebenfalls gegenüber den Verhältnissen vor ca. 20 bis 30 Jahren deutlich zurückgegangen. Kahlschläge oder Fichtenforste verlieren durch naturnähere Formen der Waldbewirtschaftung zunehmend an Fläche. Den Biotoptyp ‚Buchweizen-Moorbrandacker‘ gibt es überhaupt nicht mehr. Sind solche Biotoptypen deswegen in jedem Fall schutzwürdig? Ist es Aufgabe der Roten Liste, alle diese Veränderungen objektiv wiederzugeben? Anders als Tier- und Pflanzenarten sind Biotoptypen keine wertfreien biologischen Einheiten, sondern künstlich – wenn auch auf naturwissenschaftlicher Grundlage – definierte Gebilde. Die Rote Liste ist kein Selbstzweck, sondern sie soll zielorientiert Hinweise auf besonders schutzbedürftige Biotoptypen geben und nicht das gesamte Spektrum anthropogener Umweltveränderung bilanzieren. Es kann daher nicht ihre Aufgabe sein, jeden beliebigen, durch menschliche Nutzungen degenerierten oder gestalteten Biotoptyp einer Gefährdungskategorie zuzuordnen. Dies würde im Ergebnis zu einer unübersichtlichen Liste ohne klare Aussage führen. Die Auswahl der Typen beinhaltet eine klare Wertung: Es sind Biotope, die aufgrund ihrer spezifischen Ausprägung (i. d. R. mit einem daran gebundenen Arteninventar bzw. mit einer spezifischen Artenkombination) zu schützen – und soweit möglich – wieder zu entwickeln sind, wo sie nicht mehr repräsentiert sind.“ (v. DRACHENFELS 1996: 9).

Seltenheit und Gefährdung sind also nur für diejenigen Biotoptypen relevant, die ein Mindestmaß an Naturnähe aufweisen, verknüpft mit erhaltenswerten Biozönosen. Dabei reicht das Spektrum vom Acker bis zu naturnahen Buchenwäldern und (annähernd) natürlichen Küstendünen. Ausgeklammert bleiben im Wesentlichen industriell und baulich geprägte Biotope bzw. Nutzungstypen.

Die Gefährdung ergibt sich aus folgenden, zwei Gruppen zuzuordnenden Kriterien:

- 1) Disposition:** naturbedingte Seltenheit, Empfindlichkeit (s. 4.2.2) und Regenerationsfähigkeit (s. 4.2.3).
- 2) Bestandsentwicklung:** Rückgang des Verbreitungsgebiets, der Zahl und/oder Flächengröße der Vorkommen, Verlust an spezifischen Qualitäten (typische Arten, bestimmte Strukturen).

Die Gefährdung von Biotopen ist vorrangig auf der Typusebene zu bewerten. Zu diesem Zweck werden in Deutschland seit Ende der 1980er Jahre Rote Listen gefährdeter Biotoptypen erstellt. Zur Methodik wird insbesondere auf RIECKEN et al. (1994, 2006: Deutschland), v. DRACHENFELS (1996: Niedersachsen) und ESSL et al. (2002: Österreich) verwiesen.

Diesen drei Roten Listen ist gemeinsam, dass die Gefährdung auf der Basis von zwei Teilaspekten ermittelt wird:

**Flächenverlust:** „Als Flächenverlust wird eine Entwicklung gewertet, die zu einer Zerstörung des Biotops bzw. zu dessen Umwandlung in einen wesentlich anderen Biotoptyp geführt hat. Dazu zählen die Rodung eines Waldes, die Aufforstung einer Heide, die Umwandlung von Grünland in Acker oder eines nährstoffarmen Sees in einen nährstoffreichen. Flächenverluste führen zur Verkleinerung von Biotopflächen und zum Totalverlust von Vorkommen“ (v. DRACHENFELS 1996: 114)

**Qualitätsverlust:** Dieser ist u. a. durch die Verarmung an typische Strukturen- und Arten sowie Veränderungen der abiotischen Standortfaktoren (v. a. Wasser- und Nährstoffhaushalt) bedingt.

Weiterhin fließt die **Seltenheit** mit ein, die bei v. DRACHENFELS (1996) und (darauf aufbauend) auch von ESSL et al. (2002) als eigenes Teilkriterium bewertet wird, bei RIECKEN et al. (1994, 2006) dagegen nur indirekt einfließt. Dabei können zwei Teilaspekte unterschieden werden:

- Biotoptypen, die von Natur aus sehr selten sind, weisen grundsätzlich eine potenzielle Gefährdung auf (s.u.).
- Biotoptypen, die (bzw. deren Standorte) von Natur aus seit jeher selten waren oder dies durch menschliche Einwirkungen (vielfach schon vor Jahrhunderten) geworden sind, weisen bei gleichen prozentualen Flächenverlusten eine stärkere Gefährdung auf als Biotoptypen, die trotz erheblicher Verluste immer noch häufig vorkommen.

In der Aggregation dieser Teilkriterien wird die Gefährdung in fast allen aktuellen Roten Listen gefährdeter Biotoptypen wie folgt skaliert:

0 = vollständig vernichtet

1 = von vollständiger Vernichtung bedroht

2 = stark gefährdet

3 = gefährdet

R = extrem selten (ESSL et al. 2002) / rare, enge geographische Restriktion (RIECKEN et al. 2006) bzw.

P = potenziell aufgrund von Seltenheit gefährdet (v. DRACHENFELS 1996)

Weitere Gefährdungseinstufungen i. w. S. sind:

S = schutzwürdig, teilweise auch schutzbedürftig, aber noch nicht landesweit gefährdet (v. DRACHENFELS 1996)

G = Gefährdung anzunehmen (ESSL et al. 2002)

V = Vorwarnstufe (ESSL et al. 2002) / Vorwarnliste (RIECKEN et al. 2006)

Die Aufstellung von Roten Listen gefährdeter Biotoptypen setzt voraus, dass die vorkommenden Biotope so klassifiziert werden, dass die Gefährdungsgrade auf der Typusebene möglichst eindeutig zuzuordnen sind. Jede Kartiereinheit ist zu prüfen, ob sie evtl. Subtypen mit deutlich unterschiedlicher Gefährdung aufweist, die dann künftig eigene Typen bilden sollten.

Das bedeutet auch, dass degradierte bzw. anthropogen stark überformte Ausprägungen weit gefasster Biotoptypen (z. B. Degenerationsstadien von Mooren, ausgebaute Fließgewässer) soweit wie möglich gesonderte Typen bilden sollten, damit die Erfassung bzw. kartographischen Darstellung gefährdeter Biotoptypen zu einem sinnvollen Ergebnis führt. Allerdings ist eine völlig homogene qualitative Ausprägung der Typen nicht erreichbar – oder nur um den Preis einer Vervielfachung der Typenzahl. Daher ergibt sich v. a.

bei denjenigen Typen ein besonderes Problem, die in erster Linie durch qualitative Veränderungen gefährdet sind. Diese Gefährdung beruht darauf, dass ein großer oder sogar der bei weitem überwiegende Teil der Vorkommen dieser Typen gegenüber ihrer idealtypischen Ausprägung erhebliche Defizite bei der Struktur- und Artenausstattung bzw. erhebliche Veränderungen der Standorte aufweist. Diese beeinträchtigten Ausprägungen sind für sich betrachtet vielfach nicht durch Flächenverluste und weitere Verschlechterung gefährdet. Dazu zwei Beispiele:

- Flüsse: Naturnahe Flussläufe sind stark zurückgegangen. Es überwiegen ausgebaute Abschnitte mit beeinträchtigter Wasserqualität. Da naturnahe Flüsse in allen Biotopklassifikationen eigene Typen bilden, werden die ausgebauten Abschnitte auch nicht als Rote-Liste-Biotope eingestuft.
- Buchenwälder: Natürliche Buchenwälder gibt es in Deutschland nicht mehr, sehr naturnahe Ausprägungen mit hohem Anteil von alten Bäumen und starkem Totholz aller Zerfallsphasen sind sehr selten. Verbreitet sind forstlich geprägte, strukturarme Bestände mit Bäumen geringen bis mittleren Alters. Diese „Buchenforste“ sind i. d. R. nicht separat typisiert, werden also den Rote-Liste-Biototypen zugeordnet.

In der niedersächsischen Roten Liste wird dazu Folgendes formuliert (v. DRACHENFELS 1996: 116 f.): „Die Gefährdungseinstufung bezieht sich auf typische, gut erhaltene Ausprägungen der Biototypen. Überdurchschnittlich gute Ausprägungen sind eher stärker gefährdet, beeinträchtigte Ausprägungen (die nach den Kriterien des Kartierschlüssels noch dem jeweiligen Biototyp zuzuordnen sind, vielfach aber nur noch als Grenzfall) eher weniger gefährdet. Dies ist besonders bei Biototypen zu beachten, die vorrangig durch Qualitätsverlust gefährdet sind (z. B. Äcker). Um diesem Gesichtspunkt Rechnung zu tragen, sollten die erfassten Biotope nach drei Bewertungsstufen [...] differenziert werden:

- + = besonders gute bzw. besonders seltene Ausprägung
- ohne Zusatz = typische, gute bis durchschnittliche Ausprägung
- = stark beeinträchtigte Ausprägung“

Dabei sind folgende Kriterien zu beachten:

- deutliche Standortveränderungen (Tendenz zum Wechsel des Biototyps, insbesondere durch Entwässerung oder Nährstoffeinträge) oder
- starke Strukturverarmung (z. B. Altersklassenforste ohne Alt- und Totholz, teilweise begradigte Fließgewässer) oder
- starke Artenverarmung (z. B. infolge Herbizideinsatz bei Äckern oder intensiver Grünlandnutzung).

Beispiele:

- Gefährdungskategorie 2 + = stark gefährdeter Biototyp in besonders guter Ausprägung
- Gefährdungskategorie 3 – = gefährdeter Biototyp in stark beeinträchtigter Ausprägung

Die mit „-“ bewerteten Ausprägungen sind dann i. d. R. für sich betrachtet keine gefährdeten Biotope, sondern das Ergebnis der Gefährdung der betreffenden Biototypen in ihrer idealtypischen Ausprägung.

Eine zusätzliche Anforderung Roter Listen gegenüber den Kartierschlüsseln ist, dass möglichst auch Typen ermittelt werden sollten, die im Bezugszeitraum der Roten Liste noch vorkamen, aktuell aber nicht mehr oder allenfalls fragmentarisch (Gefährdungskategorie 0). In Niedersachsen sind dies z. B. die Tide-Hartholzauwälder der Flussmarschen. Geeignete Datengrundlagen sind beispielsweise historische Beschreibungen von Pflanzengesellschaften.

Im Hinblick auf die üblichen statistischen Auswertungen von Roten Listen ist bei Biototypen außerdem zu beachten, dass die Prozentanteile der verschiedenen Gefährdungsstufen sowie der Anteil der gefährdeten Biototypen an der Gesamtheit aller Biototypen sehr stark vom Aufbau der jeweiligen Klassifikation abhängt. „Bei gefährdeten Biototypen ist eine solche Auswertung nur bedingt zweckmäßig, da die Typisierung und damit auch entsprechende Prozentanteile fast beliebig verändert werden können. Grundsätzlich ist es aus naturschutzfachlicher Sicht zweckmäßig, die besonders schutzbedürftigen Biotope feiner zu gliedern und die anderen Lebensräume bzw. Nutzungstypen mit geringerer Relevanz für den Naturschutz gröber einzuteilen. Dadurch ergibt sich zwangsläufig ein hoher Anteil gefährdeter Biototypen, der sich aber z. B. durch starke Aufgliederung der urban-industriellen Biotope deutlich reduzieren ließe.“ (v. DRACHENFELS 1996: 118).

BERNOTAT et al. (2002b: 390) vertreten die Auffassung, dass die Gefährdung nur auf der typenbezogenen Ebene bewertet werden kann. Dies trifft aber nicht zu, da auch konkrete Vorkommen eines Biototyps hinsichtlich ihrer aktuellen Gefährdung bewertet werden können. So kann es z. B. sinnvoll sein, alle bedeutsamen Vorkommen eines bestimmten Biototyps in einer Region hinsichtlich ihrer konkreten Gefährdung zu untersuchen, um daraus Prioritäten für Sicherungs- oder Pflegemaßnahmen abzuleiten. Eine objektbezogene Bewertung ist also auch bei diesem Kriterium möglich und sinnvoll. Sofern die Gefährdung bestimmter Biotope mit konkreten Beeinträchtigungen ihrer Ausprägung verknüpft ist, kann sie dem gesondert zu behandelndem Kriterium „Erhaltungszustand“ zugeordnet werden (s. 4.3.3).

#### 4.2.5 Repräsentanz

Das Kriterium der Repräsentanz beruht auf dem Ziel, die charakteristische Naturlandschaft von Landschaften bzw. Planungsräumen zu erhalten, sowie auf dem gesetzlichen Auftrag (§ 1 BNatSchG) zur Sicherung der Eigenart von Natur und Landschaft (PLACHTER 1992). Es stellt eine wichtige Ergänzung zum Kriterium der Seltenheit und Gefährdung dar, da es auch die Notwendigkeit der Erhaltung typischer, aber (noch) nicht gefährdeter Biototypen begründet. Die Repräsentanz ist besonders geeignet, um die qualitative Vollständigkeit von Schutzgebietssystemen zu beurteilen bzw. zu begründen.

Auch bei der Umsetzung FFH-Richtlinie ist die Repräsentanz bzw. Repräsentativität der Lebensraumtypen daher ein wesentliches Kriterium, das im Standarddatenbogen der Natura 2000-Gebiete in vier Stufen zu



bewerten ist (KOMMISSION 1997): A = hervorragend, B = gut, C = signifikant, D = nicht signifikant. Der Repräsentativitätsgrad soll kennzeichnen, wie „typisch“ ein Lebensraum ist. Kriterien für die Zuordnung der Stufen werden allerdings nicht vorgegeben.

Das Kriterium Repräsentanz bringt auf der Typusebene zum Ausdruck, in welchem Maß ein Biotoptyp für einen bestimmten Naturraum oder eine andere räumliche Bezugseinheit charakteristisch, also repräsentativ ist (BERNOTAT et al. 2002b). Die Repräsentanz ergibt sich aus dem quantitativen und qualitativen Vergleich der Vorkommen im Betrachtungsraum bzw. Planungsgebiet mit der Summe der Vorkommen im gesamten Verbreitungsgebiet. Sie ist verknüpft mit Kriterien wie Eigenart bzw. Einzigartigkeit (besondere Ausprägungen) und Verantwortlichkeit (Bedeutung eines politischen Bezugsraums – z. B. eines Landkreises oder ein Staates – für die Erhaltung eines Biotoptyps mit allen seinen Ausprägungen). Die Bewertung der Repräsentanz erfordert also die Festlegung von Bezugsräumen (Naturräume oder auch politische Einheiten) und Daten über den Gesamtbestand von Biotypen.

Die Repräsentanz ist besonders in großräumigen, naturnahen, schlecht untersuchten Landschaften ein wichtiges Kriterium, da es keine detaillierten Daten zum Artenbestand erfordert. Dagegen werden in stark anthropogen geprägten Regionen eher Kriterien wie Seltenheit und Vielfalt (über)betont. „Man könnte behaupten, dass Diversität und Seltenheit um so mehr in den Vordergrund gestellt werden, je weniger natürlich eine Landschaft ist, während die Repräsentanz bei der Bewertung des Naturschutzwerts um so mehr im Vordergrund steht, je natürlicher eine Landschaft ist“ (AUSTIN & MARGUELES in USHER & ERZ 1994: 52).

Für die Biotopklassifikation ist dieser Bewertungsaspekt insofern bedeutsam, als es von der Differenziertheit der Klassifikation abhängt, ob Eigenart und Repräsentanz von Biotypen nur auf sehr allgemeinem Niveau (vorwiegend quantitativ) oder genauer (auch qualitativ) abgebildet werden können.

Ein Beispiel: Ein Landkreis, der innerhalb eines Bundeslandes die größten Vorkommen von Sandheiden aufweist, hat für diese eine besondere Verantwortung. Gleichzeitig sind Sandheiden für die Naturausstattung dieses Landkreises besonders repräsentativ. Werden Zwergstrauchheiden nicht weiter nach ihren Standorten differenziert, ist diese Aussage für Sandheiden nicht möglich, sondern nur für die weiter gefasste Einheit, die auch Heiden auf anderen Standorten beinhaltet. Unterschiedliche Verantwortlichkeiten für Sand-, Moor- und Berghheiden können dann aus den Daten nicht oder jedenfalls nicht unmittelbar abgeleitet werden. Die Anwendung des Repräsentanzkriteriums erfordert somit eine systematische, vollständige Klassifikation.

Die Repräsentanz kann – entgegen der Auffassung von BERNOTAT et al. (2002b: 395) – auch auf der Objektebene bewertet werden. Nach PLACHTER (1994) ist Repräsentanz sogar grundsätzlich ein Kriterium der Objektebene.

Ein konkretes Vorkommen eines Biotoptyps repräsentiert diesen umso besser, je vollständiger das typische Arten- und Strukturinventar verwirklicht ist und je geringer der Anteil untypischer Elemente (Beeinträchtigungen) ist. Gut ausgeprägte Bestände eines

Biotoptyps sind z. B. besser zur Ausweisung eines für diesen Biotoptyp repräsentativen Schutzgebiets geeignet als Fragmentvarianten. Biotope mit einer einzigartigen Artenkombination haben eine besondere repräsentative Bedeutung im Hinblick auf die Sicherung der gesamten qualitativen Bandbreite eines Biotoptyps.

#### 4.2.6 Kulturhistorische Bedeutung

Die kulturhistorische Bedeutung ist nach den Naturschutzgesetzen auf Bundes- und Länderebene ein eigenständiges Schutzmotiv und daher auch an dieser Stelle gesondert zu betrachten. Die kulturhistorische Bedeutung lässt sich auch als Teilmenge einer „wissenschaftlichen Bedeutung“ oder einer „Bedeutung für Natur- und Heimatkunde“ (z. B. § 24 NNatG) auffassen. Diese Begründungen für Naturschutz haben nur noch indirekt etwas mit den Zielsetzungen des Arten- und Biotopschutzes zu tun, können dessen Belange aber unterstützen. So ist die kulturhistorische Bedeutung von Heiden oder Mittelwäldern – neben ihrer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz – ein weiterer Grund, diese zu erhalten. Auf der anderen Seite können Biotope eine kulturhistorische oder wissenschaftliche Bedeutung aufweisen, die für den Arten- und Biotopschutz keinen besonderen Wert haben oder sogar negativ bewertet werden (z. B. eine alte Bergbauhalde ohne besondere Vegetation oder ein in Betrieb befindlicher Steinbruch mit Aufschluss besonderer Gesteine).

Da diese Bewertungskriterien also grundsätzlich von denen des Arten- und Biotopschutzes abweichen, können sie für die Biotoptypisierung nur bedingt relevant sein. Für Landschaftsteile mit kulturhistorischer Bedeutung gibt es eigene Klassifikationen (vgl. z. B. PETERS & KLINKHAMMER 2000, WIEGAND 2002). Dennoch stellt sich die Frage, in welchem Umfang bei der Typisierung und Klassifikation von Biotopen auch Kriterien zu berücksichtigen sind, die die Bewertung einer kulturhistorischen Bedeutung ermöglichen. Dies wären vorwiegend Merkmale, die sich auf historische Nutzungsformen beziehen. Diese können vielfach bereits aus den Vegetationstypen abgeleitet werden. So sind Heiden und artenreiche Feuchtwiesen in den meisten Fällen Relikte früherer Nutzungsformen. In anderen Fällen ist die Einbeziehung spezieller Strukturparameter (z. B. bei Nieder- und Mittelwäldern) oder der Entstehung (z. B. Kleingewässer als Relikte historischer Flachsrotten) erforderlich. Insbesondere die aus dem heutigen Zustand nicht mehr ablesbare Entstehung übersteigt allerdings häufig die Möglichkeiten der Biotopkartierung, weil ihre Einstufung ein spezielles Quellenstudium erfordert. Grundsätzlich ist aber anzustreben, dass kulturhistorisch bedingte Biotopmerkmale bei der Typisierung beachtet werden, insbesondere wenn sie auch eine besondere Ausprägung der Biozönose bedingen. Biotypen, die für das Schutzgut „historische Kulturlandschaft“ kennzeichnend sind, sollten daher möglichst umfassend aus der Klassifikation ableitbar sein.

Die kulturhistorische Bedeutung kann sowohl auf der Typusebene als auch auf der Objektebene bewertet werden.

Tab. 18: Wertstufen der Biotoptypen für Landschaftsplanung und Eingriffsregelung in Niedersachsen

Wertstufe	PATERAK et al. (2001)	BIERHALS et al. (2004)
V	Biotoptyp mit sehr hoher Bedeutung	Biotoptyp von besonderer Bedeutung (gute Ausprägungen naturnaher und halbnatürlicher Biotoptypen)
IV	Biotoptyp mit hoher Bedeutung	Biotoptyp von besonderer bis allgemeiner Bedeutung
III	Biotoptyp mit mittlerer Bedeutung	Biotoptyp von allgemeiner Bedeutung
II	Biotoptyp mit geringer Bedeutung	Biotoptyp von allgemeiner bis geringer Bedeutung
I	Biotoptyp mit sehr geringer Bedeutung	Biotoptyp von geringer Bedeutung (v. a. intensiv genutzte, artenarme Biotoptypen)

#### 4.2.7 Schutzwürdigkeit, komplexe Biotopwerte

In der Praxis der Landschaftsplanung besteht der Bedarf, Biotoptypen im Hinblick auf ihre Bedeutung für den Naturschutz zu bewerten (Schutzwürdigkeit). Insbesondere bei der Beurteilung von Eingriffen und Planung von Kompensationsmaßnahmen wurden seit den 1970er-Jahren Punktwertsysteme entwickelt, um die Bewertung zu formalisieren. Grundsätzlich weisen komplexe Gesamtwerte schwerwiegende methodische Probleme auf. USHER (in USHER & ERZ 1994) betont, dass es zwar grundsätzlich nützlich wäre, einen umfassenden Naturschutzwert unter Berücksichtigung aller relevanten Kriterien errechnen zu können, dass dieses Ziel aber kaum zu erreichen sei.

In Niedersachsen bauen Kompensationsmodelle seit Mitte der 1990er-Jahre ganz wesentlich auf Wertstufen von Biotoptypen auf (vgl. LANDKREIS OSNABRÜCK 1994, NIEDERS. STÄDTETAG 1996). BIERHALS (2000) fordert zu Recht, dass die Eingriffsbeurteilung nicht auf Biotopwertmodelle reduziert werden darf, da eine sachgerechte Behandlung der abiotischen Schutzgüter, des Landschaftsbildes und des Artenschutzes weitergehende Erhebungen und Bewertungen erfordert. Aber auch die Komplexität von realen Biotopen und Biotopkomplexen lässt sich durch einfache typbezogene Wertstufen kaum angemessen abbilden. Dennoch hat es sich als notwendig erwiesen, Biotoptypen für die Praxis von Landschaftsplanung und Eingriffsregelung mit Wertstufen zu versehen bzw. die aus der Praxis heraus entwickelten Modelle (s.o.) aufzugreifen und zu optimieren. Daher hatte eine Arbeitsgruppe im Landesamt für Ökologie ausgehend von dem „Städtetagmodell“ (NIEDERS. STÄDTETAG 1996) den Biotoptypen des niedersächsischen Kartierschlüssels (v. DRACHENFELS 1994) drei Stufen der Regenerationsfähigkeit (s. 4.2.3) und fünf Wertstufen zugewiesen (zuerst PATERAK et al. 2001, aktuelle Fassung: BIERHALS et al. 2004).

Im Unterschied zum „Städtetagmodell“ werden zahlreichen Biotoptypen neben einer im Regelfall zutreffenden Wertstufe noch eine oder zwei weitere Wertstufen zugewiesen, die bei besonders guter oder schlechter Ausprägung anzuwenden sind. Damit wird der erheblichen qualitativen Bandbreite der Biotope Rechnung getragen. Außerdem wird so betont, dass neben den Biotoptypen auch zusätzliche Parameter zu erfassen sind, um das konkrete Vorkommen sachgerecht bewerten zu können. Während die in den vorigen Abschnitten vorgestellten Bewertungskriterien auf der Typusebene noch einigermaßen homogen abzubilden sind, ist dies bei den hochkomplexen Biotopwerten nur noch sehr eingeschränkt möglich, da sie die Aggregation mehrerer Kriterien beinhalten. Daher sollte zusätzlich eine Bewertung auf der Objektebene

auf der Basis flächenspezifischer Daten erfolgen, insbesondere bei den weiter verbreiteten Typen, die naturgemäß die größte Varianz aufweisen (z. B. Buchenwälder oder Grünland mittlerer Standorte).

Diese Wertstufen beruhen auf der summarischen Einschätzung folgender Kriterien (BIERHALS et al. 2004):

- Naturnähe
  - Gefährdung
  - Seltenheit
  - Bedeutung als Lebensraum für Pflanzen und Tiere
- Daraus ergeben sich folgende Zuordnungen:

- V: nicht oder wenig beeinträchtigte Ausprägungen naturnaher Biotoptypen wie Wälder, Gewässer, Moore oder Felsen und halbnatürlicher Biotoptypen wie Heiden, Magerrasen oder artenreiches Grünland  
 IV: beeinträchtigte Ausprägungen der naturnahen und halbnatürlichen Biotoptypen, außerdem Pionierwälder, Wallhecken u. a.; durchschnittliche Ausprägungen von Buchenwäldern mittlerer Standorte im Berg- und Hügelland (aufgrund ihrer Großflächigkeit und forstwirtschaftlichen Prägung)  
 III: Forste aus standortfremden einheimischen Arten, Feldhecken, Feldgehölze, Ruderalfluren u. a.  
 II: Intensivgrünland, Äcker (durchschnittliche Ausprägung), Forste aus gebietsfremden Arten  
 I: Flächen mit höchster Nutzungsintensität (künstliche Gewässer, Abtorfungsflächen, Gartenbauflächen, Einsaat-Grünland, Sportplätze, bebaute Flächen u. a.)

Diese Wertstufen beziehen sich vorrangig auf das Schutzgut „Biotope“. Die Bedeutung für den Artenschutz wird in den meisten Fällen ebenfalls sachgerecht abgebildet, ist aber grundsätzlich gesondert zu bewerten. Im Einzelfall können sich erhebliche Abweichungen ergeben (z. B. Intensivgrünland mit nationaler Bedeutung für Rastvögel, Ackerflächen mit Vorkommen vom Aussterben bedrohter Pflanzenarten). Die Bewertung von Flächen für die Schutzgüter Boden/Wasser, Klima/Luft und Landschaftsbild erfordert in jedem Fall zusätzliche Daten und spezifische Methoden (vgl. BIERHALS 2000, BREUER 2000).

Bei der Eingriffsregelung führen die Wertstufen zu unterschiedlichen Anforderungen an die Kompensation zerstörter Biotope (nach NMELF 2002: 90):

- Wertstufen V und IV: Entwicklung möglichst der gleichen Biotoptypen in gleicher Ausprägung erforderlich, möglichst auf Flächen der Wertstufen I oder II. Bei schwer oder nicht regenerierbaren Biotop-typen vergrößert sich der Flächenbedarf:
  - im Verhältnis 1 : 2 bei schwer regenerierbaren Biotopen,
  - im Verhältnis 1 : 3 bei kaum oder nicht regenerierbaren Biotopen.

- Wertstufe III: Entwicklung des betroffenen Biotop-  
typs auf gleicher Flächengröße auf Flächen der  
Wertstufe I oder II, nach Möglichkeit Entwicklung  
einer naturnäheren Ausprägung.
- Bei Biotoptypen der Wertstufen I und II ist für das  
Schutzgut „Biotop“ keine Kompensation vorgese-  
hen.

Weitere Beispiele komplexer Biotopwerte sind in den  
Tab. 19 und 20 dargestellt. Alle Beispiele verwenden  
eine fünfstufige Skala, die – wie unter 3.1 dargestellt  
– ein bewährter Kompromiss zwischen Genauigkeit  
und Praktikabilität ist, allerdings z. T. in gegenläufiger  
Reihenfolge.

Wichtig für komplexe Biotopwerte ist der Leitbild-  
bezug (zum Leitbild-Begriff vgl. WIEGLEB 1997, BASTI-  
AN & SCHREIBER 1999). Dabei kann als Standard gel-  
ten, dass zwei landschaftliche Leitbilder gleichrangig  
zugrunde liegen:

- Naturlandschaft (optimale Zielerfüllung bei minima-  
lem Einfluss des Menschen)
- vielfältige Kulturlandschaft (optimale Zielerfüllung  
bei maximaler Vielfalt an naturraumtypischen Bio-  
topen sowie jeweils biototypischen Arten im Rah-  
men des jeweiligen Potenzials)

Somit können sowohl naturnahe Biotop  
typen als auch artenreiche Lebensräume einer vielfälti-  
gen Kulturlandschaft die höchste Wertstufe erreichen.

Die Zuordnung komplexer Biotopwerte bzw. die ver-  
gleichende Einschätzung der Bedeutung für den  
Naturschutz ermöglichen die zielorientierte Überprü-  
fung einer Biotopklassifikation. Ziel ist, dass die Bio-  
toptypen so eng gefasst sind, dass ihnen jeweils keine  
Biotopwerte mit stark abweichender Schutzwürdigkeit  
zuzuordnen sind. Eine Klassifikation, die mit Blick auf  
die Kriterien Naturnähe und Gefährdung entwickelt  
wurde, sollte diese Voraussetzung aber weitgehend  
erfüllen. Bei der Zuweisung von Biotopwerten zeigt  
sich, ob weitere Unterteilungen notwendig sind.

Tab. 19: Biotopwert nach BARSCH et al. (2000)

Wertstufe	Biotopmerkmale
1	stark eingeschränkter ökologischer Wert: extrem strukturverarmt, als Lebensraum ausschließlich von anspruchlosen Arten oder zufällig genutzt
2	eingeschränkter ökologischer Wert: strukturell wenig differenziert, als Lebensraum für ubiquitäre Arten bedeutsam
3	mittlerer ökologischer Wert: strukturell differenziert, mit biototypischen Arten, als Lebensraum nicht nur für ubiquitäre Arten bedeutsam
4	ökologisch wertvoll: natur- und /oder kulturräumlich repräsentativ, mit biototypischem Artenspektrum, als Lebensraum für stenöke und/oder gefährdete Arten bedeutsam
5	ökologisch sehr wertvoll: natur- und /oder kulturräumlich repräsentativ, mit biototypischer Artenvielfalt, als Lebensraum für stenöke und/oder gefährdete Arten sehr bedeutsam

Tab. 20: Wertstufen der Biotoptypenbewertung nach BASTIAN & SCHREIBER (1999)

Wertstufe	Charakteristik der Biotoptypen	Beispiele
1	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ stark gefährdet</li> <li>■ z. T. sehr lange Regenerationszeit</li> <li>■ Lebensstätte für zahlreiche seltene und gefährdete Arten</li> <li>■ meist hoher Natürlichkeitsgrad</li> <li>■ keine oder extensive Nutzung</li> <li>■ kaum oder nicht ersetzbar</li> <li>■ unbedingt erhaltenswürdig</li> </ul>	naturnahe Gewässer, Moore, Magerrasen, Zwergstrauchheiden, Pfeifengraswiesen (Streu- wiesen), natürliche Felsen, Bruchwälder
2	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ mäßig gefährdet</li> <li>■ lange bis mittlere Regenerationszeit</li> <li>■ Lebensstätte für zahlreiche, z. T. gefährdete Arten</li> <li>■ hoher bis mittlerer Natürlichkeitsgrad</li> <li>■ mäßige bis geringe Nutzungsintensität</li> <li>■ bedingt ersetzbar</li> <li>■ möglichst zu erhalten oder zu verbessern</li> </ul>	Flutrasen, Feuchtbrachen, vertikale Erd- aufschlüsse, bodensaure und mesophile Rotbuchenwälder
3	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ ungefährdet, weit verbreitet</li> <li>■ verhältnismäßig rasch regenerierbar</li> <li>■ als Lebensstätte von geringer Bedeutung, kaum gefährdete Arten</li> <li>■ mittlerer bis geringer Natürlichkeitsgrad</li> <li>■ mäßige oder hohe Nutzungsintensität</li> <li>■ Entwicklung zu höherwertigen Biotoptypen anzustreben</li> </ul>	intensiv genutztes Feuchtgrünland, naturferne Forste, gehölzreiche Siedlungsbereiche
4	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ häufig, stark anthropogen beeinflusst</li> <li>■ als Lebensstätte nahezu ohne Bedeutung</li> <li>■ geringer Natürlichkeitsgrad</li> <li>■ hohe Nutzungsintensität</li> <li>■ Entwicklung zu höherwertigen Biotoptypen sinnvoll</li> </ul>	naturferne Gewässer (3-4), Intensivgrünland (3-4), Intensiväcker, Saatgrasland, strukturarme Dorfgebiete
5	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ sehr stark belastet, devastiert bzw. versiegelt</li> <li>■ soweit möglich Verbesserung der ökologischen Situation anzustreben</li> </ul>	„Gülle-Entsorgungsflächen“, stark versiegelte Stadtgebiete, Straßen, Deponien

## 4.3 Zusätzliche Bewertungskriterien auf der Objektebene

Nach BASTIAN & SCHREIBER (1999) werden bei der Bewertung konkreter Einzelbiotop zusätzlich zum Biotoptyp folgende Kriterien herangezogen:

A) inhaltliche (strukturelle Kriterien):

- Reichtum an seltenen/gefährdeten Arten
- Vollständigkeit der Ausprägung (charakteristische Arten)
- Diversität (Strukturreichtum)
- anthropogene Einflüsse (z. B. Nutzungsintensität, Eutrophierung)

B) formale (räumliche) Kriterien:

- Größe
- Charakter benachbarter Ökosysteme (Isolation oder Vernetzung, Biotopkomplexe)

Diese Kriterien werden im Folgenden in modifizierter Form analysiert – v. a. hinsichtlich ihrer Relevanz für die Klassifikation.

### 4.3.1 Größe

Grundsätzlich steigt der Wert eines Biotops mit seiner Flächengröße. Größere Flächen weisen i. d. R. eine größere Zahl an typischen Arten auf (Arten-Areal-Kurve, vgl. z. B. USHER in USHER & ERZ 1994). Dafür gibt es folgende Gründe:

- Größere Artenvielfalt durch eine größere Bandbreite an Habitaten (Kleinstrukturen, Standortgradienten, verschiedene Altersphasen)
- Bessere Habitatbedingungen für Arten mit großen Raumansprüchen
- Bessere Entfaltungsbedingungen für große Populationen, dadurch geringeres Aussterberisiko
- Geringere Störungen aus der Umgebung (Randeffekte, z. B. Nährstoffeinträge)

Allerdings gibt es bei einigen Biotoptypen auch einen entgegengesetzt wirkenden Effekt: Größere Flächen ermöglichen auch eine intensivere Nutzung. Daher sind z. B. alle großen noch vorhandenen Hochmoore in Niedersachsen ausnahmslos durch Nutzungseinflüsse (v. a. Torfabbau) gestört, während es noch zahlreiche relativ intakte Kleinmoore gibt, die trotz geringer Größe eine höhere Zahl stenöker Hochmoorarten aufweisen. Auch das Feuchtgrünland großer Niedermoorflächen ist häufiger durch intensive Nutzung an Arten verarmt als kleine Nasswiesen auf Waldlichtungen oder in Bachtälern. Daher ist die qualitative Ausprägung mindestens ebenso wichtig wie die Flächengröße (s. 4.3.3). Es sei in diesem Zusammenhang auf den in der Ökologie viel diskutierten SLOSS-Effekt verwiesen („Single Large or Several Small?“). Dabei geht es um die Frage, ob einzelne große Flächen als Lebensräume bedeutsamer bzw. als Schutzgebiete besser geeignet sind als mehrere kleine (vgl. z. B. SIMBERLOFF in USHER & ERZ 1994, BEIERKUHNLEIN 2007).

Keinesfalls sollte das Kriterium der Flächengröße bei der objektbezogenen Bewertung nur an einem bestimmten Biotoptyp festgemacht werden. Mindestens gleichrangig zu bewerten ist die Gesamtflächengröße eines zusammenhängenden Komplexes

aus mehreren hochwertigen Biotoptypen (s. 4.3.2).

Die Flächengröße bzw. Breite, Länge oder Höhe von Biotopen sind aber nicht nur für die Bewertung auf der Objektebene von Bedeutung, sondern auch für die Typisierung inkl. Definition von Biotoptypen. Dabei geht es um die Frage der Mindestgröße, die typspezifisch zu klären ist, z. B.:

- Welche Mindestfläche und -breite muss ein Baumbestand aufweisen, um als Wald typisiert zu werden?
- Welche Breite markiert die Grenze zwischen Bach und Fluss?
- Welche Wassertiefe und/oder Flächengröße unterscheidet Weiher und See?
- Wie hoch muss eine Felsbildung aus dem Boden ragen, um als Felsbiotop eingestuft zu werden?
- Wie hoch muss eine Lösswand sein, um ein geeignetes Bruthabitat für bestimmte Vogel- oder Bienenarten zu sein?

Bei den meisten Biotoptypen müssen für die Kartierung Mindestgrößen vorgegeben werden, also Untergrenzen für ihre Erfassung. Dies gilt im Besonderen für die selektive Erfassung von aus landesweiter Sicht schutzwürdigen Biotopen (vgl. z. B. v. DRACHENFELS & MEY 1991) oder auch gesetzlich geschützter Biotop (vgl. z. B. v. DRACHENFELS 2004, RIECKEN 1998). Außerdem gibt es Klassifikationen, die bestimmte Biotoptypen nach ihrer Flächengröße (z. B. Größe von Ackererschlägen) differenzieren (s. 6.3.2).

### 4.3.2 Lage im Raum, Biotopverbund

Je kleiner ein Biotop ist, umso mehr wird seine Qualität von der Umgebung beeinflusst. Daher ist es sinnvoll, bei besonders schutzwürdigen Biotopen neben der Flächengröße auch die Lage und Umgebung eines Biotops zu bewerten. Positiv zu bewerten sind:

- Lage innerhalb eines vielfältigen Komplexes aus naturnahen bzw. aus Sicht des Naturschutzes zielkonform genutzten Biotopen (z. B. Felsen innerhalb naturnaher Wälder, Kleingewässer innerhalb artenreicher Feuchtwiesen).
- Mehrere Vorkommen eines Biotoptyps liegen in räumlichem Verbund zueinander (Entfernungen für wenig mobile Arten zu überbrücken, keine unüberwindbaren Barrieren zwischen diesen Biotopen).

Dabei wäre z. B. folgende Skalierung eines „Lagewertes“ möglich:

- 1: Stark isolierter Biotop, umgeben von Flächen, die für die meisten typischen Arten des Biotops ein schwerwiegendes Ausbreitungshindernis darstellen. Beispiel: Ein Kleingewässer innerhalb eines Autobahn-Kleeblatts (allseitig von breiten Fahrbahnen umgeben) oder ein Gartenteich innerhalb einer geschlossenen Blockrandbebauung.
- 2: Isolierter Biotop, umgeben von Flächen, die von den typischen Arten des Biotops nicht besiedelt werden können und teilweise ein erhebliches Ausbreitungshindernis darstellen bzw. von denen Beeinträchtigungen ausgehen. Beispiel: Ein Kleingewässer innerhalb eines Ackers (Nährstoff- und Pestizideinträge) oder zwischen einem Acker und einer Straße.

- 3: Schwach vernetzter Biotop: überwiegend umgeben von Flächen, die von den typischen Arten des Biotops nicht besiedelt werden können und teilweise ein erhebliches Ausbreitungshindernis darstellen bzw. von denen Beeinträchtigungen ausgehen. In einer Richtung Anbindung an Biotop mit Komplex- oder Verbundfunktion bzw. in einer Entfernung von >500 m liegt ein weiteres, nicht durch Barrieren getrenntes Vorkommen dieses Typs.
- 4: Gut vernetzter Biotop: teilweise umgeben von Flächen, die von den typischen Arten des Biotops nicht besiedelt werden können und teilweise ein geringes Ausbreitungshindernis darstellen. In zwei oder mehreren Richtungen Anbindung an Biotope mit Komplex- oder Verbundfunktion, bzw. in einer Entfernung von <500 m liegt ein weiteres, nicht durch Barrieren getrenntes Vorkommen dieses Typs.
- 5: Intakter Biotopkomplex: Der Biotop liegt vollständig innerhalb eines Komplexes aus schutzwürdigen Biotopen bzw. in einer Entfernung von <500 m liegen zwei oder mehrere weitere, nicht durch Barrieren getrennte Vorkommen dieses Typs.

Derartige Bewertungen setzen eine flächendeckende Biotopkartierung voraus, da nur so die Lagebeziehungen beurteilt werden können. Je nach Biotoptyp müssen die Komplex- und Verbundkriterien modifiziert werden. Die Biotopklassifikation muss ausreichend differenziert sein, um die Verbund- und Komplexfunktion von Biotopen auf der Typusebene zumindest näherungsweise bewerten zu können. Eine Möglichkeit, um die Lage von Biotoptypen im Biotopkomplex bereits auf der Typusebene einzubeziehen, ist die Bildung zusätzlicher Biotopkomplextypen (s. 3.4.7).

#### 4.3.3 Vielfalt, Vollständigkeit, Erhaltungszustand

Die Vielfalt von Biotopen sollte nur auf der Objektebene bewertet werden. Die Artenvielfalt kann zwar grundsätzlich auch auf der Typusebene verglichen werden, doch erscheint dies aus folgenden Gründen wenig sinnvoll:

- Das gesamte Arteninventar von Biotoptypen ist nicht hinreichend bekannt, da gerade zu den artenreichsten Taxa (Pilze, Zweiflügler, Hautflügler, Käfer u. a.) kaum entsprechend umfassende, Biotoptyp-bezogene Daten vorliegen.
- Die Biotoptypen sollen ein Gegengewicht zur Bewertung von Landschaftsausschnitten aufgrund des Vorkommens gefährdeter Arten bei den gängigen Artengruppen (Farn- und Blütenpflanzen, Vögel, Amphibien etc.) bilden.
- Die Abwertung eines Schilfröhrichts oder eines bodensauren Buchenwalds gegenüber offensichtlich oder vermeintlich artenreicheren Biotoptypen wie Kalkmagerrasen oder Auwäldern ist nicht sachgerecht.

Die Vielfalt oder Diversität von Biotopen hat folgende Dimensionen:

- Artenvielfalt: Zahl und Verteilung der in einem Biotop vorkommenden Arten.
- Strukturvielfalt: Zahl und Verteilung verschiedener Strukturelemente des Biotops (z. B. Altersstadien eines Waldes, Verlandungszonen eines Sees).

- Vielfalt von Biotoptypen in einem Landschaftsausschnitt bzw. Biotopkomplex

HABER (1979, zit. in BASTIAN & SCHREIBER 1999) bezeichnet diese drei Aspekte von Diversität als:  
 $\alpha$ -Diversität = Artenvielfalt  
 $\beta$ -Diversität = strukturelle Vielfalt (innerhalb eines Biotops)  
 $\gamma$ -Diversität = Raum-Diversität des Mosaiks unterschiedlicher Biotope

In der Biologie gibt es verschiedene Indizes, um die Artenvielfalt zu bewerten, z. B. den „Shannon-Weaver-Index“. Danach hat eine „Monokultur“ aus einer Art den geringsten Wert (0) und eine Fläche mit vielen Arten in gleich großen Beständen den höchsten Wert (1).

Bei der Bewertung von Biotopen ist zwingend zu beachten, dass ihre absolute Diversität (z. B. Gesamtartenzahl) dafür kein geeignetes Kriterium ist, sondern nur die Vielfalt an für den jeweiligen Biotoptyp typischen Arten und Strukturen. So erhöht zwar z. B. die Anlage einer Deponie in einem Hochmoor die Diversität des betreffenden Gebietes. Da es sich aber um die Einbringung moorfremder Strukturen und Arten handelt, sinkt der Wert, statt zu steigen. Das bedeutet, dass vor der Bewertung Leitbilder für die idealtypische Ausprägung erarbeitet werden müssen (vgl. z. B. den Referenzzustand natürlicher Gewässer „hpnG“ bei der Strukturgutbewertung von Fließgewässern, LAWA 2000). Es geht im Naturschutz weniger um die Diversität eines Biotoptyps an sich, sondern um die relative Ausprägung dieses Merkmals im Vergleich zum Potenzial. Vergleicht man also die vorhandene Diversität eines Biotops mit seiner idealtypischen Ausstattung, so kann man daraus das Kriterium der **Vollständigkeit** ableiten. Da diese nie insgesamt erfasst werden kann, bedarf es einer Auswahl geeigneter Indikatoren, meist bestimmte Artengruppen und Strukturparameter. Bezieht man dabei auch noch eine Bewertung von Beeinträchtigungen als potenzielle Ursachen von Defiziten ein, so ergibt sich das Kriterium des **Erhaltungszustands**, dass bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie von zentraler Bedeutung ist (s.u.). Der Erhaltungszustand ist wiederum eng verknüpft mit der Gefährdung; d. h. die Analyse der Erhaltungszustände aller Vorkommen (Objektebene) ermöglicht die Einschätzung der Gefährdung des jeweiligen Biotoptyps (Typusebene).

Bei jedem (schutzwürdigen) Biotoptyp ist – bezogen auf seine in einer Definition zu beschreibenden typischen Eigenschaften – eine Bewertung der Ausprägung in zumindest drei Stufen auf Anhieb plausibel:

- die idealtypische Ausprägung (Optimum),
- die ungünstigste Ausprägung, bei der die wesentlichen Merkmale nur noch fragmentarisch ausgeprägt sind, aber gerade noch ausreichen, um den betreffenden Biotop nach den Kartiervorgaben noch diesem Typ zuzuordnen (Minimum),
- eine mittlere Stufe, die Ausprägungen umfasst, die Defizite aufweisen, aber noch als typisch zu betrachten sind.

Diese vom Prinzip her leicht zu begründende Dreistufigkeit wurde auch bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie aufgegriffen.

**Erhaltungszustand gemäß FFH-Richtlinie:** Ziel der Richtlinie ist nach Art. 2, für die „natürlichen Lebensräume von gemeinschaftlichen Interesse“ einen „günstigen Erhaltungszustand“ zu bewahren bzw. wiederherzustellen. Die betreffenden Lebensraumtypen (im Folgenden mit LRT abgekürzt) sind in Anh. I der Richtlinie aufgeführt (vgl. 6.3.3).

Der Erhaltungszustand im Sinne dieser Richtlinie (Art. 1) umfasst „die Gesamtheit der Einwirkungen, die den betreffenden Lebensraum und die darin vorkommenden charakteristischen Arten beeinflussen und die sich langfristig auf seine natürliche Verbreitung, seine Struktur und seine Funktionen sowie das Überleben seiner charakteristischen Arten [...] auswirken können.“ Er wird als „günstig“ erachtet, wenn:

- „sein natürliches Verbreitungsgebiet sowie die Flächen, die er in diesem Gebiet einnimmt, beständig sind oder sich ausdehnen und
- die für seinen langfristigen Fortbestand notwendige Struktur und spezifischen Funktionen bestehen und in absehbarer Zeit wahrscheinlich weiterbestehen werden und
- der Erhaltungszustand der für ihn charakteristischen Arten [...] günstig ist.“

Zur Umsetzung dieser Vorgabe sind drei Arbeitsschritte notwendig:

1) Die Biotopkartierung muss für die LRT folgende Daten ermitteln:

- Lage der Vorkommen
- Flächengröße der Vorkommen
- vorhandene Strukturen und (Habitat-)Funktionen
- vorkommende Arten

Dies beinhaltet nach der Definition des Erhaltungszustands, dass „die Gesamtheit der Einwirkungen“ erfasst werden müssen. Da dies nicht unmittelbar möglich ist, müssen Indikatoren ausgewählt werden, die diese hinreichend abbilden.

2) Bewertung dieser Daten im Hinblick auf das Leitbild für den günstigen Erhaltungszustand:

- Bestimmung des natürlichen Verbreitungsgebietes (ggf. Ausklammerung von untypischen Sekundärvorkommen, die nicht dazu gehören)
- Bestimmung der charakteristischen Strukturen und Funktionen
- Bestimmung der charakteristischen Arten

Dazu gehört, dass die angesprochene „Gesamtheit der Einwirkungen“ unterteilt wird in:

- charakteristische (für die Erhaltung positive) Standortfaktoren (i.w.S.)
- Beeinträchtigungen und Gefährdungen (negative Standortfaktoren)

3) Bewertung des Erhaltungszustands der Vorkommen, orientiert an dem Leitbild für seine günstige Ausprägung, hinsichtlich:

- Verbreitung
- Flächengröße
- Strukturausstattung und (Habitat-)Funktionen
- Erhaltungszustand der charakteristischen Arten
- Einflussfaktoren (z. B. Beeinträchtigungen), die diese Faktoren beeinflussen oder künftig beeinflussen könnten.

- Prognose der weiteren Entwicklung („in absehbarer Zeit“)

Sofern zu der Ausprägung der LRT bereits Kenntnisse vorliegen, kann Schritt 2 zumindest in vorläufiger Form an den Anfang gestellt werden, damit die Erfassung zielorientiert erfolgen kann. Dies entspricht auch der Vorgehensweise in Deutschland.

Nach dem Dokument zum Ausfüllen des Standarddatenbogens für die Natura 2000-Gebiete (KOMMISSION 1997) wird der Erhaltungszustand der LRT wie angesprochen in drei Stufen bewertet:

- A: hervorragend
- B: gut
- C: durchschnittlich oder beschränkt

Dabei werden A und B als günstig und C als ungünstig erachtet. Die missverständlich formulierte Stufe C muss daher als schlechter Erhaltungszustand interpretiert werden. Teilkriterien für die Bewertung sind Strukturen, Funktionen und Wiederherstellungsmöglichkeiten. Die Bewertung soll „nach bestem Sachverstand“ erfolgen. Da es aber anzustreben ist, dass diese Einschätzung möglichst einheitlich erfolgt, sind genauere Vorgaben erforderlich. Für die Erarbeitung eines bundesweiten Rahmens wurden Arbeitsgruppen aus Experten des Bundesamtes und der Länderfachbehörden für Naturschutz eingesetzt (vgl. z. B. v. DRACHENFELS et al. 2005). Für die Umsetzung auf Landesebene wurden die Vorgaben entsprechend angepasst. Ein Beispiel zeigt Tab. 21.

Die Inhalte der Tabelle verdeutlichen, welche Eigenschaften der LRT durch die Biotopkartierung zu erfassen sind. Die Fauna wird dabei nicht berücksichtigt, sondern kann fakultativ bei Vorliegen entsprechender Daten einbezogen werden.

Die Modalitäten des FFH-Berichts gemäß Art. 17 dieser Richtlinie sehen vor, dass der auf der Objektebene ermittelte Erhaltungszustand zu einer Bewertung des Gesamtvorkommens im jeweiligen Mitgliedsstaat aggregiert wird, jeweils bezogen auf die betreffende biogeographische Region (atlantisch, kontinental usw.; vgl. EUROPEAN COMMISSION 2005). Auf diese Weise wird das Kriterium „Erhaltungszustand“ von der Objektebene auf die Typusebene übertragen; denn am Ende steht die Bewertung aller Vorkommen der Lebensraumtypen in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet (innerhalb der Europäischen Union), also der Erhaltungszustand des Typs.

Bei der Umsetzung der **Wasserrahmenrichtlinie** (WRRL) kommt dagegen eine fünfstufige Skala für die Bewertung des ökologischen Zustands zum Einsatz, die in Tab. 22 dem Erhaltungszustand gemäß FFH-Richtlinie gegenübergestellt wird. Der Erhaltungszustand A der FFH-Richtlinie wird nicht so eng ausgelegt wie Stufe 1 bei der WRRL. Er umfasst nicht nur das Leitbild, sondern auch noch weniger perfekte Ausprägungen. Daher sind die beiden besten Stufen nicht deckungsgleich.

Der Kategorie C der FFH-Richtlinie stehen die Stufen 3-5 der WRRL gegenüber. Dabei ist zu beachten, dass die Stufe C Mindestanforderungen an die Ausprägung des LRT stellt. Gewässer, die nach der WRRL mit 5 bewertet werden, würden wahrscheinlich überwiegend die Mindestvoraussetzungen eines LRT nicht erfüllen.

Tab. 21: Bewertung des Erhaltungszustands von Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie am Beispiel des Lebensraumtyps 4030 (nach v. DRACHENFELS 2008)

4030 Trockene europäische Heiden			
Wertstufen	A hervorragende Ausprägung	B gute Ausprägung	C mittlere bis schlechte Ausprägung
<b>Kriterien</b>			
<b>Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen:</b>	<b>vorhanden</b>	<b>weitgehend vorhanden</b>	<b>nur in Teilen vorhanden</b>
<b>Relief</b>	natürliches Relief intakt und auf ganzer Fläche deutlich ausgeprägt	natürliches Relief überwiegend intakt und deutlich ausgeprägt	natürliches Relief nur in kleineren Anteilen deutlich ausgeprägt
<b>Vegetationsstruktur</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ hohe Strukturvielfalt mit Pionier-, Aufbau-, Reife- und Degenerationsphase</li> <li>■ Deckung von lebensraumtypischen Gehölzen auf größeren Teilflächen &lt;10 %, ggf. Einzelbäume oder Baumgruppen</li> <li>■ krautige Vegetation ganz überwiegend niedrigwüchsig (&gt;70 %)</li> <li>■ offene Bodenstellen zahlreich vorhanden (Flächenanteil ca. 5-10 %),</li> <li>■ ggf. Findlinge bzw. Fels- und Steindurchtragungen mit Moos- und Flechtenbewuchs</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ mittlere Strukturvielfalt (nicht alle Altersphasen vorhanden)</li> <li>■ Deckung von lebensraumtypischen Gehölzen im überwiegenden Teil der Heide 10-35 %</li> <li>■ krautige Vegetation in größeren Anteilen niedrigwüchsig (30 - 70 %)</li> <li>■ offene Bodenstellen in geringen Flächenanteilen vorhanden (Flächenanteil &lt;5 %)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ geringe Strukturvielfalt (überwiegend Degenerationsphase)</li> <li>■ Deckung von lebensraumtypischen Gehölzen im überwiegenden Teil der Heide &gt;35 %</li> <li>■ krautige Vegetation nur teilweise niedrigwüchsig (&lt;30 %)</li> <li>■ offene Bodenstellen fehlend</li> </ul>
<b>Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars:</b>	<b>vorhanden</b>	<b>weitgehend vorhanden</b>	<b>nur in Teilen vorhanden</b>
<p><b>Farn- u. Blütenpflanzen:</b> <i>Calluna vulgaris</i>, <i>Carex pilulifera</i>, <i>Cuscuta epithimum</i>, <i>Danthonia decumbens</i>, <i>Deschampsia flexuosa</i>, <i>Empetrum nigrum</i>, <i>Festuca ovina</i> agg., <i>Galium hircynicum</i>, <i>Genista anglica</i>, <i>Genista pilosa</i>, <i>Lycopodium clavatum</i>, <i>Diphysium complanatum</i> agg., <i>Vaccinium myrtillus</i>, <i>Vaccinium vitis-idaea</i> u. a.</p> <p><b>Moose:</b> <i>Dicranum scoparium</i>, <i>Hypnum jutlandicum</i>, <i>Pleurozium schreberi</i>, <i>Polytrichum juniperinum</i>, <i>Polytrichum piliferum</i>, <i>Ptilidium ciliare</i> u. a.</p> <p><b>Flechten:</b> <i>Cladonia</i> spp. (z. B. <i>arbuscula</i>, <i>cervicornis</i>, <i>furcata</i>, <i>gracilis</i>), <i>Cetraria ericetorum</i>, <i>Cetraria islandica</i> u. a.</p>			
	naturreaumtypisches Arteninventar annähernd vollständig vorhanden (i. d. R. > 5 typische Arten von Farn- und Blütenpflanzen)	typische Arten zahlreich vorhanden (i. d. R. 3-5 typische Arten von Farn- und Blütenpflanzen)	nur noch einzelne Kennarten vorhanden (i. d. R. 1-2 typische Arten von Farn- und Blütenpflanzen)
	Bei ausreichender Datenlage Auf - oder Abwertung je nach Ausprägung der Moos- und Flechtenflora		
<p><b>Fauna:</b> Bei ausreichender Datenlage Auf - oder Abwertung je nach Ausprägung der Fauna. Für die Bewertung besonders geeignete Artengruppen:                  Brutvögel: In größeren Heidekomplexen Teillebensraum von z. B. Brachpieper (<i>Anthus campestris</i>), Ziegenmelker (<i>Caprimulgus europaeus</i>), Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>), Raubwürger (<i>Lanius excubitor</i>), Birkhuhn (<i>Lyrurus tetrix</i>), Steinschmätzer (<i>Oenanthe oenanthe</i>).                  Reptilien: Schlingnatter (<i>Coronella austriaca</i>), Zauneidechse (<i>Lacerta agilis</i>)                  Schmetterlinge: Gemeiner Heidewiesenbläuling (<i>Plebeius idas</i>), Kleiner Waldportier (<i>Hipparchia alcyone</i>), Hellgraue Heideblumeneule (<i>Aporophyla lueneburgensis</i>), Heidekraut-Fleckenspanner (<i>Dyscia fagaria</i>) u. a.                  Heuschrecken: Heideschrecke (<i>Gampsocleis glabra</i>), Gefleckte Keulenschrecke (<i>Myrmeleotettix maculatus</i>), Heidegrashüpfer (<i>Stenobothrus lineatus</i>) u. a.                  Bienen: <i>Andrena angustior</i>, <i>Andrena argentata</i>, <i>Andrena fuscipes</i>, <i>Bombus jonellus</i>, <i>Colletes succinctus</i>, <i>Epeolus cruciger</i>, <i>Megachile maritima</i>, <i>Megachile analis</i>, <i>Nomada rufipes</i>, <i>Lasioglossum prasinum</i>, <i>Lasioglossum quadrinotatum</i>, <i>Lasioglossum sexmaculatum</i> u. a.</p>			
<b>Beeinträchtigungen:</b>	<b>keine / sehr gering</b>	<b>gering bis mäßig</b>	<b>stark</b>
<b>Veränderungen des Reliefs</b>	keine	kleinflächig / geringfügig	Relief stark verändert (z. B. durch Sandentnahme oder Befahren)
<b>Verbuschung/ Bewaldung</b>	Deckung von Gehölzen auf größeren Teilflächen < 10 %, ggf. Einzelbäume oder Baumgruppen	erhebliche Verbuschung oder Bewaldung (Deckung von Gehölzen im überwiegenden Teil der Heide 10-35 %)	starke Verbuschung/Bewaldung (Deckung von Gehölzen im überwiegenden Teil der Heide >35-75 %)
<b>Vergrasung</b>	geringe Vergrasung durch heideabbauende Arten (Deckung von Gräsern wie Draht-Schmiele < 30 %)	deutliche Vergrasung durch heideabbauende Arten (Deckung von Gräsern wie Draht-Schmiele 30-50 %)	starke Vergrasung durch heideabbauende Arten (Deckung von Gräsern wie Draht-Schmiele >50-90 %)
<b>Anteil Störungszeiger</b> (z. B. Ruderalarten, Neophyten)	invasive Neophyten fehlen weitgehend, sonstige Störungszeiger i. d. R. < 1 %	nur punktuelle Vorkommen invasiver Neophyten ohne oder mit geringer Ausbreitungstendenz; Flächenanteil von Störungszeigern gering (i. d. R. < 10 %)	größere Vorkommen invasiver Neophyten oder sonstiger Störungszeiger (Flächenanteil i. d. R. > 10 % bzw. starke Ausbreitungstendenz)
<b>sonstige Beeinträchtigungen</b> (z. B. Tourismus, militärischer Übungsbetrieb)	unerheblich	gering bis mäßig	stark

Tab. 22: Vergleich der Bewertungsskalen von FFH-Richtlinie und Wasserrahmenrichtlinie

Erhaltungszustand nach FFH-Richtlinie		Ökologischer Zustand nach WRRL	
A	hervorragend	1	sehr gut (Referenzzustand)
		2	gut
B	gut		
C	mäßig bis schlecht	3	mäßig
		4	unbefriedigend
		5	schlecht
–	Kriterien für LRT nicht mehr erfüllt		

Aufbauend auf den fünf Wertstufen der WRRL kann für die Bewertung des Erhaltungszustands von Biotoptypen folgende Skala (Tab. 23) aufgestellt werden.

Sie ermöglicht im Vergleich zu dem oben vorgestellten dreistufigen Ansatz der FFH-Richtlinie differenziertere Aussagen.

Tab. 23: Bewertung der Ausprägung von Biotopen in fünf Stufen (zum Vergleich: Erhaltungszustände ABC gemäß FFH-Richtlinie)

A	1	Idealtypische Ausprägung (in der Naturlandschaft oder bei nutzungsabhängigen Typen bei einer optimalen Extensivnutzung bzw. Pflege). Keinerlei Beeinträchtigungen.
A	2	Sehr gute bis gute Ausprägung. Weitgehend intakte, vollständige Ausprägung, aber geringe Beeinträchtigungen bzw. Defizite
B	3	Gute bis mäßige Ausprägung: deutliche Defizite, aber Bestand stabil
C	4	Schlechte Ausprägung: starke Defizite, Bestand stark beeinträchtigt, noch gutes Regenerationspotenzial
C	5	Sehr schlechte Ausprägung: Bestand sehr stark, u. U. irreversibel beeinträchtigt

Am Beispiel eines Buchenwaldes könnten diese Stufen wie folgt beschrieben werden (Tab. 24):

Tab. 24: Entwurf für eine fünfstufige Bewertung von Buchenwäldern (zum Vergleich: Erhaltungszustände ABC gemäß FFH-Richtlinie)

A	1	Referenzzustand	großflächig ungenutzter Urwald (oder urwaldartig regeneriert), Biozönose inkl. Großsäuger vollständig ausgeprägt und im Einklang mit der Habitatkapazität (Referenzzustand)
A	2	Zielzustand (erreichbares Optimum)	struktureiche, naturnahe Ausprägung (u. a. mit hohem Anteil alter und sehr alter Bäume sowie von starkem Totholz); allenfalls einzelstammweise bzw. kleinflächige Nutzung, erheblicher Anteil ungenutzter Naturwaldflächen
B	3	Mindestanforderung für günstigen Zustand erfüllt	naturnahe Ausprägung mit mäßiger Strukturvielfalt (mittlerer bis hoher Anteil alter Bäume, starkes Totholz vorhanden)
C	4	ungünstiger Zustand	starke Abweichung vom Referenzzustand: entweder Fehlen von Alt- und Totholz oder erheblicher Anteil standortfremder Baumarten (bis 30 %)
–	5	sehr schlechter Zustand	Ausprägung stark degradiert: Fehlen von Alt- und Totholz und hoher Anteil standortfremder Baumarten (> 30 %), ggf. zusätzlich starke Standortveränderungen, starke Zerschneidung

Für diese Bewertungen ist grundsätzlich zu prüfen, ob unterschiedliche Erhaltungszustände von Biotoptypen bereits auf der typologischen Ebene als eigene Einheiten definiert werden können, ob sie durch Bewertungsattribute innerhalb eines Typs gekennzeichnet werden sollen, oder ob sie nur anhand von Objektdaten zuzuordnen sind. Dabei kann grundsätzlich gelten:

- Je qualitativ heterogener ein (zunächst weit gefasster) Biotoptyp in Abhängigkeit von anthropogenen Einflüssen ausgeprägt sein kann, um so eher sollten starke Qualitätsunterschiede zu separaten Erfassungseinheiten führen. Das betrifft besonders natürliche Biotoptypen, deren optimale Ausprägungen in der Kulturlandschaft sehr viel seltener sind als diverse anthropogene Abwandlungen.
- Je enger definiert und somit qualitativ homogener ein Biotoptyp ist, um so eher ist es ausreichend, die geringen Abstufungen innerhalb des Typs zu bewerten. Die gilt besonders für halbnatürliche Biotoptypen, die von einer bestimmten Form der Extensivnutzung abhängig sind. Diese haben von

vornherein eine geringere Hemerobie-Bandbreite als natürliche Biotoptypen mit vielfältigen Abstufungen der Nutzungsintensität.

Beispiele für den ersten Fall sind z. B. Fließgewässer mit ihren vielschichtigen Abstufungen in Abhängigkeit vom Ausbaugrad und von der Wasserqualität sowie Hochmoore mit unterschiedlichen Degradationsstadien infolge Entwässerung und Torfabbau. Dieser Bandbreite kann eine drei- oder fünfstufige Skala innerhalb eines Typs nicht gerecht werden.

Zum zweiten Fall gehören beispielsweise die verschiedenen Magerrasen- und Extensivgrünland-Typen, bei denen stärkere Beeinträchtigungen schnell zur Umwandlung in einen anderen Typ führen (z. B. artenarmes Intensivgrünland).

Fazit: Bewertungskriterien wie Diversität, Vollständigkeit und Erhaltungszustand sind eng mit Fragen der Typisierung verknüpft. Ihre Bewertung auf der Objektebene orientiert sich an den idealtypischen Ausprägungen der Typen, die die Referenz bilden.



#### 4.3.4 Entwicklungspotenzial

Das Entwicklungspotenzial kann zwar auch auf der Typusebene bewertet werden, wenn die Klassifikation hinreichend differenziert ist. Da aber das Entwicklungspotenzial vorwiegend dann untersucht werden muss, wenn eine Entwicklungsnotwendigkeit aufgrund von spezifischen Defiziten bzw. aktuellen Eingriffen besteht, ist hier die Objektebene von maßgeblichem Interesse. Insbesondere bei Biotopen, die aufgrund ihres Zustands nur eine suboptimale oder geringe Wertigkeit aufweisen, kann es zweckmäßig sein, zusätzlich zur aktuellen Ausprägung auch die Entwicklungsfähigkeit zu bewerten. Dabei gilt natürlich, dass mit entsprechendem Aufwand jede beliebige Fläche mittel- bis langfristig in einen schutzwürdigen Biotop entwickelt werden kann (z. B. durch Abgrabung bis in den Schwankungsbereich des Grundwassers oder durch Freilegung nährstoffarmer Unterboden- oder Gesteinsschichten). Daher ist vorrangig das Entwicklungspotenzial des aktuell vorhandenen Biotops ohne Schaffung völlig neuer Standorte zu bewerten.

Biototyp-bezogene Entwicklungsmaßnahmen können sein:

- Nutzungsaufgabe
- Nutzungsextensivierung
- Pflegemaßnahmen (z. B. Beseitigung von Gebüsch, Mahd, Beweidung)
- Standortverbesserung (z. B. Wiedervernässung entwässerter Nassstandorte, Entschlammung von Stillgewässern)
- Anpflanzung, Einsaat

Entgegen früher üblicher Bewertungen (vgl. z. B. BIERHALS 1988) haben unter dem Gesichtspunkt der anzustrebenden Repräsentanz aller naturnahen Biototypen nicht nur Extremstandorte eine standortbedingte Schutzbedürftigkeit bzw. eine gutes Entwicklungspotenzial, sondern grundsätzlich auch mittlere Standorte. So lässt sich etwa feststellen, dass in vielen Regionen Waldtypen der Nass- und Trockenstandorte einen höheren Anteil ihrer potenziellen Fläche einnehmen als diejenigen mittlerer Standorte, die aufgrund ihrer vorrangigen Eignung für die Intensivlandwirtschaft sowie Siedlung und Verkehr weitgehend entwaldet wurden. Daher kann erst die Analyse der jeweiligen Biotop- und Standortausstattung ergeben, ob z. B. Intensivgrünlandflächen auf Niedermoor hinsichtlich des Entwicklungspotenzials höher zu bewerten sind als Äcker auf Löss-Parabraunerden. Zutreffend ist aber, dass Extremstandorte i. d. R. ein besseres Entwicklungspotenzial für Biotope des Offenlands mit gefährdeten Pflanzenarten haben (z. B. für Magerrasen).

Die Bewertung der Entwicklungsfähigkeit setzt flächendeckende Kartierungen voraus, die auch bei nicht schutzwürdigen Biotopen Daten zum Artenbestand und zu den Standortverhältnissen erheben. Damit diese Bewertung gezielt erfolgen kann, sollten auch diejenigen Biotope, die einen geringen Wert für den Arten- und Biotopschutz aufweisen, so detailliert klassifiziert und erfasst werden, dass die Kartierungen die für den jeweiligen Entwicklungsbedarf notwendigen Daten erbringen. Das bedeutet, dass beispielsweise Intensivgrünland- und Ackerbiotope hinsichtlich ihrer Standorte differenziert werden sollten (z. B. Sand, Kalk, Auenboden). Um aber die Zahl der Typen durch die große Zahl von Kombinationsmöglichkeiten

zwischen Standort-, Nutzungs- und Vegetationstypen nicht über Gebühr zu vermehren, ist zu prüfen, in welchem Umfang es stattdessen sinnvoller ist, differenziertere Aussagen durch Zusatzmerkmale auszudrücken oder auf der Objektebene zuzuordnen (z. B. durch Überlagerung von Biotop- und Bodenkarten). Dies könnte u. a. für Forsten aus standortfremden Baumarten gelten. Wenn es beispielsweise statt eines Biototyps „Douglasienforst“ mehrere Typen mit Standortbezug gäbe (Douglasien-Forst auf mäßig trockene Sandböden, Douglasienforst auf frischen Lehm Böden usw.), würde dies bei Übertragung auf alle nach dominanten Baumarten klassifizierten Forsttypen zu einer exponentiellen Vermehrung der Typen führen (vgl. 7.4.3).

Das beste Entwicklungspotenzial haben Biotope, deren konkrete Ausprägung bereits Entwicklungstendenzen oder noch Relikte früherer, naturnäherer Verhältnisse aufweisen. Dies kann nur auf der Objektebene erfasst werden. In Niedersachsen (vgl. v. DRACHENFELS 2004) ist für solche Fälle die Zuordnung des entsprechenden Biototyps als Nebencode vorgesehen (z. B. erhält ein Kiefernforst mit Unterwuchs aus Eichen den entsprechenden Eichenwaldtyp als Nebencode). Bei Biotopen mit deutlichem Entwicklungspotenzial für bestimmte FFH-Lebensraumtypen ist deren Zuordnung mit Erhaltungszustand E (gutes Entwicklungspotenzial) vorgesehen (vgl. v. DRACHENFELS 2008).

#### 4.4 Biototypen als Bewertungs- und Planungseinheiten in der Landschaftsplanung

Vorrangige Aufgaben der Landschaftsplanung sind (nach BASTIAN & SCHREIBER 1999):

- Schutz und Entwicklung der für den Arten- und Biotopschutz bedeutsamen Bereiche
- Sicherung funktionsfähiger Böden
- Schutz und Entwicklung von Grund- und Oberflächengewässern hinsichtlich guter Qualität und ausreichender Menge
- Beiträge zum Schutz des Lokalklimas
- Sicherung und Entwicklung der Voraussetzung für landschafts- bzw. freiraumbezogene Erholungsformen

Die Landschaftsplanung benötigt nach v. HAAREN (2004: 79f) u. a. Informationen zu folgenden Eigenschaften bzw. Ausprägungen der Landschaft:

- Eignung und Potenzial für bestimmte Funktionen bzw. Leistungen
- Empfindlichkeit der Naturgüter gegenüber Nutzungseinflüssen
- bestehende Nutzungen und deren Auswirkungen auf die Naturgüter sowie die Funktions- und Leistungsfähigkeit der Landschaft

Dabei sind folgende Schutzgüter zu betrachten (nach v. HAAREN 2004, verändert):

- Geologie/Boden (Rohstoffpotenzial [bzw. Konfliktpotenzial durch Rohstoffgewinnung], Ertragspotenzial, Archivfunktion von Geotopen)
- Wasser (Potenziale für Wassergewinnung und -retention)

- Klima/Luftqualität
- Landschaftsbild (Funktion für das Landschaftserleben)
- Pflanzen- und Tierarten sowie Biotope und ihre Lebensgemeinschaften

In Niedersachsen umfasst die Gliederung der Landschafts- und Landschaftsrahmenpläne folgende Schutzgüter (BIERHALS et al. 2001, PATERAK et al. 2001):

- Arten und Biotope
- Boden und Wasser
- Klima und Luft
- Landschaftsbild

Zum Grundlagenteil des Landschaftsrahmenplans wird festgehalten: „Zentraler Inhalt des Grundlagenteils bleibt die vielfältig auszuwertende flächendeckende Biotoptypenkartierung, die zukünftig nach einheitlichem Kartierrahmen erfolgen soll“ (PATERAK et al. 2001: 123). Sie ist „zentraler Bestandteil der Bestandsaufnahme für die Schutzgüter Arten und Biotope sowie Landschaftsbild; daneben liefert sie wichtige Informationen für die Bearbeitung der Schutzgüter Boden und Wasser sowie Klima und Luft“ (ebd.: 124, aus der Wiedergabe des RdErl. d. MU v. 1.6.2001 - 21-22404/01).

Die Biotoptypenkartierung dient vorrangig der Erfassung und Bewertung des Schutzgutes „**Arten und Biotope**“. Standard in der Landschaftsrahmenplanung in Niedersachsen ist dabei nach PATERAK et al. (2001):

- flächendeckende Erfassung der Biotoptypen auf der Grundlage einer Auswertung aktueller Luftbilder (möglichst CIR)
- Kartierungsmaßstab ist 1 : 10.000, in Städten i. d. R. 1 : 5000
- Erfassungen von Tier- und Pflanzenarten werden i. d. R. nur in Flächen durchgeführt, deren Bedeutung sich aufgrund der Biotoptypenerfassung nicht hinreichend beurteilen lässt.
- Typbezogene Bewertung in fünf Wertstufen. Bei einigen Biotoptypen ist eine Modifizierung der Wertstufe aufgrund der konkreten Ausprägung erforderlich.

Darüber hinaus ist die flächendeckende Erfassung der Biotoptypen (und ergänzender Merkmale) auch eine wichtige Grundlage für die Bearbeitung der übrigen Schutzgüter:

**Landschaftsbild:** Die Bewertung des Landschaftsbildes erfolgt in der Landschaftsrahmenplanung Niedersachsens auf der Grundlage von zwei Kriterien (nach KÖHLER & PREISS 2000, PATERAK et al. 2001):

- 1) Eigenart: Indikatoren sind „Natürlichkeit“ (im Sinne der Wirkung von Landschaft auf die menschliche Wahrnehmung), „historische Kontinuität“ (z. B. Erkennbarkeit von Elementen der historischen Kulturlandschaft) und „Vielfalt“ (z. B. der Flächennutzungen, Landschaftsstrukturen, Arten).
- 2) Freiheit von Beeinträchtigungen: Gegenindikatoren sind störende Objekte, Geräusche und Gerüche. Biotoptypenkarten sind neben den topographischen Karten eine wesentliche Grundlage bei der Erfassung des Landschaftsbildes (KÖHLER & PREISS 2000). Die Biotoptypen geben Hinweise auf „naturreaumtypische

Landschaftsbildelemente“ (PATERAK et al. 2001: 143), aber auch auf Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes bzw. seiner Erlebbarkeit (z. B. strukturarme Landschaftsbereiche, störende Bauwerke, Quellen störender Geräusche und Gerüche).

**Boden und Wasser:** Die Verschneidung von Biotoptypenkarten mit Bodenkarten und mit Daten zur Hydrologie liefert nach PATERAK et al. (2001: 146 ff) und JUNGSMANN (2004) Informationen für:

- 1) „Bereiche mit besonderen Werten von Böden“:
  - Böden mit besonderen Standorteigenschaften (Extremstandorte, z. B. sehr nasse oder sehr nährstoffarme Böden).
  - naturnahe Böden (z. B. alte Waldstandorte, wenig entwässerte Moore)
  - Suchräume für Böden mit kulturhistorischer Bedeutung (z. B. Heidepodsole)
- 2) „Bereiche mit besonderer Funktionsfähigkeit für Wasser- und Stoffretention“, z. B.:
  - naturnahe Fließgewässer
  - intakte Moore
  - Überschwemmungsbereiche mit Dauervegetation
  - erosionsgefährdete Hangbereiche mit Dauervegetation
- 3) „Bereiche mit beeinträchtiger/gefährdeter Funktionsfähigkeit für Wasser- und Stoffretention“, z. B.:
  - ausgebaute Fließgewässer
  - degradierte Moore
  - Überschwemmungsbereiche mit Ackernutzung
  - erosionsgefährdete Hangbereiche mit Ackernutzung

Eine ausführliche Darstellung der Aussagemöglichkeiten von Biotoptypenkarten nach dem niedersächsischen Kartierschlüssel (v. DRACHENFELS, Fassung von 1994) für die Analyse der Schutzgüter „Boden und Wasser“ gibt JUNGSMANN (2004).

**Klima und Luft:** Die Darstellung dieses Schutzgutes wird im LRP auf besondere Problembereiche beschränkt. Die Biotoptypenkarte liefert in diesem Zusammenhang Informationen zur Darstellung der (PATERAK et al. 2001: 148):

- 1) „Bereiche mit besonderer Funktionsfähigkeit von Klima und Luft“, z. B.:
  - Kalt- bzw. Frischluft-Entstehungsgebiete,
  - Wälder und Gehölze mit Immissionschutzfunktion,
- 2) „Bereiche mit beeinträchtiger/gefährdeter Funktionsfähigkeit von Klima und Luft“, z. B.:
  - Bereiche mit hoher Bedeutung für den Biotopschutz oder das Landschaftsbild in der Nähe von Emissionsquellen (z. B. stark befahrene Straßen, Industrieanlagen),
  - Barrieren in Leitbahnen für den Luftaustausch.

MOSIMANN et al. (1999) erläutern, welche Parameter für die „Erfassung der klima- und immissionsökologisch wirksamen Struktureinheiten“ bedeutsam sind. Für die Klassifikation von Biotoptypen bedeutet dies: „Je weiter der Kartierschlüssel an Nutzungs- und Bebauungsstrukturen orientiert ist, desto leichter können klima- und immissionsökologisch relevante Flächeninhalte abgeleitet werden“ (ebd.: 232). Wichtige Parameter sind dabei: Versiegelungsgrad, Anordnung und Höhe von Gebäuden, Vegetationsstruktur.

Neben diesen Kriterien des Lokalklimas sind zunehmend Aspekte des globalen Klimawandels planungs-

relevant (HEILAND & POBLOTH 2009). Die Biotopkartierung kann u. a. Daten zu Ökosystemen liefern, die besondere Bedeutung als CO<sub>2</sub>-Senken oder -Quellen haben (z. B. intakte bzw. degradierte Moore).

Für die Erarbeitung des Zielkonzeptes des Landschaftsrahmenplans muss die Biotopkartierung Daten insbesondere zu folgenden Zielaussagen bereitstellen (PATERAK et al. 2001: 151 ff.):

1. „Sicherung von Gebieten mit überwiegend sehr hoher Bedeutung für Arten und Biotope“ sowie „Verbesserung beeinträchtigter Teilbereiche dieser Gebiete“
2. „Sicherung und Verbesserung von Gebieten mit überwiegend hoher Bedeutung für Arten und Biotope“
3. „Vorrangige Entwicklung und Wiederherstellung in Gebieten mit aktuell überwiegend geringer bis sehr geringer Bedeutung für alle Schutzgüter“

Biotope sind zwar noch nicht in allen Bereichen als eigenes Schutzgut gesetzlich verankert und planerisch etabliert (vgl. WIEGLEB et al. 2002). Aus folgenden Gründen ist aber die Behandlung als eigenes Schutzgut sinnvoll:

- Zahlreiche Biotoptypen sind gesetzlich unmittelbar geschützt und/oder unterliegen den besonderen Anforderungen der FFH-Richtlinie zur Gewährleistung eines günstigen Erhaltungszustands (vgl. 6.3.3, 6.4.7).
- Biotoptypen haben einen Eigenwert als Komplexindikatoren (WIEGLEB et al. 2002).
- Biotoptypenkartierungen liefern den räumlichen Bezug für die Einordnung von Punktdaten zu anderen Schutzgütern und für Planungsaussagen (ebd.).

Daher ist der Vorschlag von WIEGLEB et al. (2002: 292) zur Formulierung eines entsprechenden Standards zu unterstützen: „Biotope und Biotopkomplexe stellen aufgrund fachlicher und gesetzlicher Vorgaben ein eigenständiges Schutzgut [...] dar. Sie stellen darüber hinaus eine zentrale räumliche und inhaltliche Bezugsgröße für weitere planerische Aussagen dar.“ Die Auslassungspunkte betreffen die Formulierung „im Rahmen naturschutzfachlicher Planungen“. Dieser Bezug erscheint zu eng vor dem Hintergrund, dass Biotope auch als Schutzgut bei allen Formen von Verträglichkeitsprüfungen im Kontext anderer Fachplanungen zu betrachten sind.

Auch PFADENHAUER (1988) betont, dass sich Biotopkartierungen als ein wichtiges Instrument für alle drei Teilgebiete des Naturschutzes herausgestellt haben: Biotischer, abiotischer und ästhetischer Ressourcenschutz (vgl. AG „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ 1993).

Tab. 25 gibt einen Überblick über die möglichen Beiträge der Biotopkartierung in der Landschaftsplanung.

Es versteht sich von selbst, dass Biotopkartierungen die Belange des Biotopschutzes möglichst umfassend abdecken sollen. Ferner können sie so ausgerichtet werden, dass sie für weitere Schutzgüter einen Teil der benötigten Informationen liefern.

Dabei steht zunächst die Erfassung der aktuellen Gegebenheiten im Vordergrund. Daneben sollten die Daten aber so beschaffen sein, dass sie auch Aussagen

zum Entwicklungspotenzial bzw. zur Wiederherstellbarkeit (s. 4.2.3 und 4.3.4) ermöglichen. Dies erfordert teilweise auch den Blick in die Vergangenheit, d. h. ein spezielles Quellenstudium zur Ermittlung früherer Zustände (z. B. Auswertung historischer Karten).

Voraussetzungen für eine breite Nutzbarkeit von Biotopkartierungen sind flächendeckende Kartierungen. Eine Beschränkung auf die selektive Erfassung aktuell besonders schutzwürdiger Biotope ermöglicht im Wesentlichen nur Teilaussagen zum Arten- und Biotopschutz.

In Anlehnung an v. HAAREN (2004) müssen Erfassungsmethoden (u. a. Biotopkartierungen) im Rahmen der Landschaftsplanung folgende Anforderungen erfüllen:

- Zielorientierung: Die Kartierungsmethode muss sich hinsichtlich der zu erhebenden Daten am jeweiligen Anwendungszweck orientieren.
- Nachvollziehbarkeit und Zuverlässigkeit: Die Kartierungsmethode muss so exakt vorgegeben werden, dass verschiedene Anwender zu gleichen Ergebnissen kommen. Mögliche Fehleinstufungen müssen durch die Vorgabe und Definition geeigneter Kriterien so weit wie möglich verhindert werden.
- Effizienz: Der Kartierungsaufwand muss in einem angemessenen Verhältnis zu den benötigten Informationen stehen.

Im Hinblick auf die Biotopklassifizierung bedeutet dies, von vornherein zu berücksichtigen, dass die Biotoptypen möglichst differenzierte Auswertungen für verschiedene Schutzgüter ermöglichen sollten. Bei den aufgrund ihrer Naturnähe und/oder Artenvielfalt besonders schutzwürdigen Biotoptypen stellen selbstverständlich die Schutzgüter des Arten- und Biotopschutzes die anspruchsvollsten Anforderungen, bei den übrigen Biotoptypen (z. B. Ackerflächen, Siedlungsgebiete) aber vielfach die anderen Schutzgüter.

#### 4.5 Fazit: Anforderungen von Bewertungsverfahren an die Typisierung von Biotopen

Die wichtigsten qualitativen Bewertungskriterien für Biotoptypen mit Relevanz für die Biotoptypisierung sind:

- Naturnähe/Hemerobie
- Empfindlichkeit (v. a. gegen Entwässerung, Eutrophierung und Versauerung)
- Regenerationsfähigkeit
- Gefährdung
- Erhaltungszustand (weil die Definition der Typen dafür die Referenz bildet)

Außerdem sind folgende Kriterien für die Biotoptypisierung bedeutsam:

- Repräsentanz
- kulturhistorische Bedeutung

Sie können zu komplexen Wertkategorien aggregiert werden, anhand derer die unterschiedliche Bedeutung von Biotoptypen skaliert werden kann (typbezogene Biotopwerte).

Tab. 25: Beiträge der Biotopkartierung zur Erfassung der Schutzgüter in der Landschaftsplanung (orientiert an Tab. 5-1 in BERNOTAT et al. 2002b: 100)

Schutzgüter / Planungsgrundlagen	Kriterien	Mögliche Beiträge der Biotopkartierung
Biotope	besonders geschützte und schutzwürdige Biotoptypen	vollständige Erfassung
	Entwicklungspotenzial für (andere) Biotoptypen	vollständige Erfassung bei flächendeckender Kartierung
	Biotopverbund	vollständige Datengrundlage bei flächendeckender Kartierung
Arten	für den Artenschutz bedeutsame Lebensräume	Ermittlung von Biotopen mit potenzieller Bedeutung für den Artenschutz, Datengrundlage für die Umsetzung punktueller Artendaten in flächige Aussagen
Boden, Gestein	Puffer- und Filterfunktion	Zusatzinformationen zur Vegetationsstruktur
	Infiltrationsfunktion (Grundwasserneubildung)	Zusatzinformationen zur Vegetationsstruktur und zum Versiegelungsgrad
	Erosionsschutzfunktion	Zusatzinformationen zur Vegetationsstruktur
	biotische Ertragsfunktion	–
	Geotopfunktion	ergänzende Hinweise auf Objekte mit potenzieller geowissenschaftlicher Bedeutung
Wasser	Grundwasserneubildungsfunktion	Zusatzinformationen zur Vegetationsstruktur
	Grundwasserschutzfunktion	Zusatzinformationen zur Vegetationsstruktur, Daten zu grundwasserabhängigen Biotopen
	Oberflächenwasserschutzfunktion	Zusatzinformationen zur Vegetationsstruktur und zur Biotopqualität der Oberflächengewässer
	Retentionsfunktion (Abflussregulationsfunktion)	Zusatzinformationen zur Vegetationsstruktur, zur Beschaffenheit von Überschwemmungsgebieten
Klima/Luft	Bioklimatische Ausgleichsfunktion	Zusatzinformationen zur Vegetationsstruktur (z. B. Kaltluftquellen, Kaltluftschneisen)
	Immissionsschutzfunktion	Zusatzinformationen zur Vegetationsstruktur im Umfeld von Emittenten
Landschaftsbild	naturbezogene Erholungsfunktion	Zusatzinformationen über mögliche Naturerlebnisse, Daten zur Vielfalt der Landschaft (Verteilung und Flächengröße von Biotopen)
	Dokumentationsfunktion	Zusatzinformationen zu natur- und kulturhistorisch bedeutsamen Landschaften und Objekten (vgl. auch Geotope)
alle Schutzgüter	Gefährdungen	Zusatzinformationen zu Beeinträchtigungen und Gefährdungen bei flächendeckender Erfassung von Biotop- und Nutzungstypen

Daneben sind weitere Kriterien, die vorwiegend auf die Objektebene ausgerichtet sind (v. a. Flächengröße, Entwicklungspotenzial) für die Typisierung relevant (z. B. Frage von Mindestgrößen).

Zielsetzung der Typisierung muss sein, dass die unterschiedlichen Typen hinsichtlich der Ausprägung aller typbezogenen Bewertungskriterien möglichst homogen sind.

Die meisten dieser Kriterien sind mehrdimensional; d. h. sie enthalten mehrere Einzelparameter, die teils bei der Typisierung, teils bei der Erfassung objektspezifischer Daten zu beachten sind. Die wichtigsten Indikatoren bzw. Parameter sind dabei:

- Standorteigenschaften
- Strukturmerkmale
- Arteninventar (charakteristische Arten, Indikatorarten)
- Nutzungen

Alle typbezogenen Bewertungskriterien und -parameter erfordern die Definition der qualitativen Extreme der einzelnen Biotoptypen:

- 1) Die idealtypische Ausprägung als Referenz oder Leitbild für die Skalierung der Wertstufen.
- 2) Die Beschreibung der Untergrenze hinsichtlich Qualität und Größe, die noch dem jeweiligen Typ zuzurechnen ist.

Weit gefasste Biotoptypen mit einer großen Bandbreite der Hemerobie werden sinnvollerweise bereits auf der Typusebene untergliedert. Das führt dann dazu, dass die beste und die schlechteste Ausprägung sowie ggf. ein, zwei oder mehrere Zwischenstadien gesonderte Typen darstellen (z. B. naturnahes Hochmoor, Pfeifengras-Degenerationsstadium, Abtorfungsgebiet). Solche Aufteilungen sind u. a. für die Erarbeitung von Roten Listen gefährdeter Biotoptypen erforderlich. Je stärker von dieser Möglichkeit bei der Typisierung Gebrauch gemacht wird, umso mehr Bewertungen sind bereits auf der Typusebene möglich. Da aber keinesfalls alle bewertungsrelevanten Unterschiede auf der Typusebene abgebildet werden können, empfiehlt sich – nicht nur aus diesem Grund – eine pragmatische Begrenzung der Typenzahl.

# 5 Biotoptypen als Erfassungseinheiten – Methodik und Ziele von Biotopkartierungen am Beispiel von Niedersachsen

## 5.1 Methoden von Biotopkartierungen

Nachdem in den vorherigen Kapiteln die theoretischen Grundlagen für die Typisierung, Erfassung und Bewertung von Biotopen erörtert wurden, folgt eine Analyse der bisherigen Handhabung in der Praxis. In der englischsprachigen Fachliteratur findet sich an vergleichbaren Stellen oft der Verweis auf „the real world“ (z. B. „interacting with the real world“, SOULÉ 1986). Es geht also darum, den Gegenstand der wissenschaftlichen Analyse auch in seinem realen sozio-ökonomischen Umfeld zu betrachten. Dazu wird hier zunächst die Methode der Biotopkartierung an sich vorgestellt, danach ihre historische Entwicklung und ihr heutiger Stand am Beispiel von Niedersachsen.

Unter Biotopkartierung versteht man nach SCHAEFER (2003) die „systematische Erfassung und Charakterisierung von Lebensräumen, meist unter dem Gesichtspunkt der Gefährdung und Seltenheit“, nach WIEGLEB et al. (2002: 293) die „selektive Kartierung von Einzelobjekten nach vorgegebenen Kriterien (z. B. Schutzwürdigkeit, Gefährdung, Seltenheit)“.

Diese Einengung der Biotopkartierung auf eine selektive Erfassung besonders schutzwürdiger Biotope – im Gegensatz zur flächendeckenden Biotoptypenkartierung – erscheint nicht zweckmäßig (s. u.); denn auch diese Autoren fordern zu Recht, dass der grundsätzlich wertneutrale Charakter des Biotopbegriffs erhalten bleiben sollte.

Ursprünglich wurden Biotopkartierungen durchgeführt, um Flächen mit Vorrangfunktion für den Arten- und Biotopschutz zu ermitteln. Dies hat zu dem Missverständnis beigetragen, dass der Begriff „Biotop“ mit schutzwürdigen Lebensräumen gleichzusetzen ist. Vielmehr gilt: „Die gesamte Landschaft – die extremen Nutzungslandschaften eingeschlossen – besteht aus einem durchgängigen Gefüge von Biotopen, in dem alle Biotoptypen, auch die scheinbar nicht schutzwürdigen, Funktionen übernehmen“ (AG „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ 1993: 493).

Bei genauer Betrachtung werden eigentlich gar keine Biotoptypen kartiert. Im Gelände werden immer reale Biotope (Objekte) erfasst, um sie dann im zweiten Schritt Biotoptypen zuzuordnen<sup>6)</sup>. Dies mag als Haarspalterei erscheinen, da ja auch von „Artenerfassung“ gesprochen wird (obwohl nicht die Arten an sich, sondern Individuen oder Populationen kartiert werden). Bei Biotopen ist aber die bewusste Unterscheidung zwischen der konkreten Objektebene und der abstrakten Typusebene methodisch wichtig. Bei der Erfassung von Biotopen wird dennoch vielfach

<sup>6)</sup> Dieser Unterschied wird auch in der Fachliteratur nicht immer beachtet. So formulieren HAEUPLER & MUER (2000/2007, S. 6): „vom Begriff ‚Biototyp‘ wird hier Abstand genommen, weil der/das Biotop eine Grundeinheit im System der Lebensräume ist, ganz wie die Art im idiosystematischen System und somit einen Pleonasmus darstellt und daher ebenso unsinnig ist wie ein ‚Artyt‘ [...]“. Wie in 3.1.3 angesprochen, wird diese Auffassung hier nicht geteilt. Der Biotop entspricht dem Individuum oder dem Bestand einer Art (bzw. einer konkreten Population), der Biototyp dagegen der Art als taxonomischer Einheit.

zwischen Biotopkartierungen und Biotoptypenkartierungen unterschieden. Diese werden von WIEGLEB et al. (2002) so definiert:

- Biotopkartierung: selektive Erfassung von Einzelobjekten nach vorgegebenen Kriterien (s.o.)
- Biotoptypenkartierung: flächendeckende Kartierung eines bestimmten Untersuchungsraums auf der Grundlage einer vorgegebenen Klassifikation von Biotoptypen

Nach BASTIAN (1996) können drei Hauptmethoden von Biotopkartierungen unterschieden werden:

- Selektive Erfassungen schutzwürdiger Biotope: Sie dienen der Erfassung von Vorrangflächen für den Naturschutz und verdeutlichen die Flächenansprüche des Naturschutzes gegenüber anderen Planungen.
- Vollständige Erfassungen aller Biotope und Nutzungsstrukturen eines Gebietes: Diese Kartierungsmethode geht über die speziellen Anforderungen des Arten- und Biotopschutzes hinaus und ermöglicht flächendeckende Bewertungen und Planungsaussagen (u. a. im Hinblick auf den Schutz von Boden, Wasser und Kleinklima sowie landschaftsbezogene Erholung).
- Repräsentative Kartierung typischer Teile einer Landschaft: Von allen wichtigen Nutzungstypen werden beispielhafte Flächen untersucht und die Ergebnisse auf alle Flächen des jeweiligen Typs übertragen.

KIRSCH-STRACKE & REICH (in v. HAAREN 2004) führen folgende Formen von Lebensraumkartierungen im weiteren Sinn auf (Erläuterungen der Kategorien verändert):

Flächendeckende Erfassung

- individuelle Raumeinheiten: z. B. naturräumliche Gliederung (im Sinne der Naturräumlichen Gliederung Deutschlands von MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1953-1962)
- typisierte Raumeinheiten: z. B. Biotoptypenkartierungen für Landschaftspläne (ohne Erhebung weiterer Daten zu den einzelnen Objekten). Diese Kartierungsmethode entwickelte sich ab ca. Mitte der 1980er-Jahre und war erst mit Einführung hochauflösender Farbluftbilder effizient umsetzbar (vgl. BIERHALS 1988).

Selektive Erfassung

- individuelle Raumeinheiten: methodische Anfänge von Erfassungen für den Naturschutz wertvoller Bereiche (s.u.)
- typisierte Raumeinheiten: z. B. Kartierung der gesetzlich geschützten Biotoptypen (ohne Erhebung weiterer Daten zu den einzelnen Objekten)

Kombinierte Erfassung

- flächendeckend-repräsentativ: vollständige Erfassung aller Biotoptypen, genauere Untersuchungen auf repräsentative Beispielflächen von jedem Typ beschränkt.
- zweistufig (flächendeckend-selektiv): vollständige Erfassung aller Biotoptypen, darauf aufbauend genauere Untersuchung ausgewählter Typen.

In der Praxis wird der Begriff „Biotopkartierung“ meist als allgemein gefasster Oberbegriff für Erfassungen sehr unterschiedlicher Qualitäten verwendet. Außerdem erfolgen Biotopkartierungen seit Ende der 1970er Jahre (s. 5.3.3) immer auf der Basis von Biotop-typenklassifikationen, unabhängig davon, ob sie selektiv oder flächendeckend sind.

Eine Biotopkartierung muss theoretisch nicht zwin-gend (vorgegebene oder individuell entwickelte) Bio-toptypen erfassen, sondern kann eine beschreibende Darstellung von Landschaftsausschnitten, die nach individuellen Kriterien abgegrenzt werden, zum Ge-genstand haben. Dies ist zwar fachlich aus heutiger Sicht nicht sinnvoll, war aber die Methode der ersten Ansätze zur Biotopkartierung in den 1970er-Jahren (vgl. 5.3.1).

Im Wesentlichen lassen sich somit zwei Kartierungs-prinzipien unterscheiden:

**1) Selektive Biotopkartierung:** Diese Methode ver-folgt insbesondere zwei Zielsetzungen, die auch in einer Kartierung kombiniert werden können:

- Erfassung aller Vorkommen der gesetzlich beson-ders geschützten Biotoptypen
- Erfassung für den Naturschutz besonders wertvoller Biotope und Biotopkomplexe (i. d. R. im Rahmen landesweiter Kartierungsprojekte). Dabei werden auch Biotoptypen erfasst, die zwar für den Natur-schutz bedeutsam, aber nicht gesetzlich geschützt sind (insbesondere naturnahe Wälder und artenrei-ches Grünland mittlerer Standorte).

Auf der Landesebene können nur selektive Verfahren mit vertretbarem Aufwand durchgeführt und in ab-sehbaren Zeiträumen zum Abschluss gebracht werden (BÜTEHORN & PLACHTER 1991). Die Ergebnisse sind in hohem Maße umsetzungsfähig (ebd.).

Allerdings ist zu beachten, dass die Vollständigkeit und Zuverlässigkeit der Ergebnisse selektiver Kartie-rungen mit dem Grad der Selektivität stark abneh-men. Bei flächendeckenden Erfassungen muss jede Fläche typisiert und daher mit einem Mindestmaß an Sorgfalt untersucht werden. Bei sachgerechter

Ausführung sollte daher ein Übersehen bedeutender Biotope weitgehend ausgeschlossen sein. Dagegen kann ein stark selektiver Ansatz zu vorschnellen Schlüssen und damit zur Nicht-Erfassung hochwertiger Biotope führen. Insbesondere die Qualitäten von Grünland- und Waldbiotopen sind oft weder im Luft-bild noch vom Weg aus auf Anhieb erkennbar und können daher erst nach vollständiger Begehung abschließend beurteilt werden.

Abb. 6 zeigt das Prinzip einer selektiven Biotopkar-tierung.

**2) Flächendeckende Biotopkartierung:** Vollständige Erfassung aller Biotoptypen (es verbleiben auf der Karte des Untersuchungsraums keine „weißen Flä-chen“). Die flächendeckende Darstellung aller Biotope ist an folgenden Zielen ausgerichtet:

- 1) Biotopschutz:
  - vollständige Ermittlung aller besonders bedeutsa-men Biotope
  - flächendeckende Datengrundlage für eine Bewer-tung des Biotop-Entwicklungspotenzials
- 2) Artenschutz:
  - Datengrundlage für die Ermittlung aktueller und potenzieller Habitate schutzbedürftiger Arten (in Kombination mit gezielten Artenerfassungen)
- 3) Sonstige Schutzgüter:
  - Flächendeckende Datengrundlage bzw. Ordnungs-rahmen<sup>7)</sup> für die Schutzgüter Boden, Wasser, Luft/ Klima und Landschaftsbild (in Kombination mit anderen Datengrundlagen und speziellen Erhebun-gen), im Siedlungsbereich auch für spezielle dorf- und stadtökologische Fragestellungen.
- 4) Integrative Methode zur Landschaftsbeschreibung und -analyse (Standort- und Artenpotenziale sowie Nutzungen)
  - Erklärung der Entstehung des aktuellen Zustands
  - Prognose der weiteren Entwicklung

Vor dem Hintergrund, dass unter Biotopen umgangs-sprachlich überwiegend schutzwürdige Lebensräume verstanden werden und dass die stark anthropogen geprägten Flächen aus pragma-tischen Gründen überwiegend nach ihrer Nutzung oder Funk-tion (und weniger nach stand-örtlichen und biologischen Kri-terien) gegliedert werden (vgl. 3.4.3, 6.4.5), können flächendeckende Biotopkartierungen auch als flächendeckende Biotop- und Nutzungstypenkartierungen bezeichnet werden.

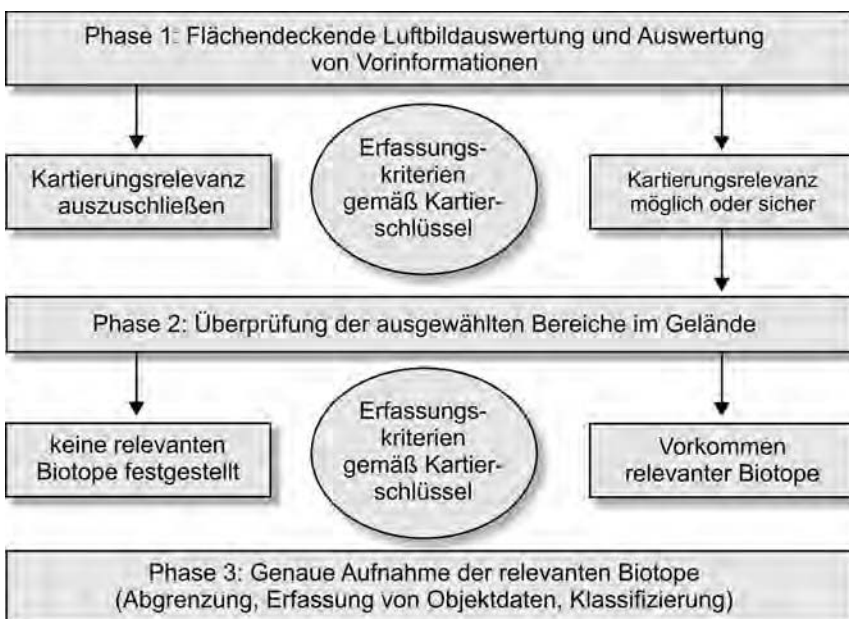


Abb. 6: Idealtypischer Ablauf einer selektiven Biotopkartierung mit dem Ziel der vollständigen Erfassung aller für den Kartierungszweck relevanten Biotope

<sup>7)</sup> In vielen Fällen können die Abgrenzungen bzw. Polygone einer flächendeckenden Biotopkartierung als räumliche Bezugseinheiten (Ordnungsrahmen, vgl. WIEGLEB et al. 2002) für andere Schutzgüter genutzt werden, auch wenn die Flächen anders aggregiert und durch weitere Daten attribuiert werden müssen.

Somit sind folgende Definitionen zweckmäßig:

- Biotopkartierung: Erfassung von Biotoptypen in Verbindung mit der Erhebung objektbezogener Daten. Zugleich Oberbegriff für alle Formen der Erfassung von Biotopen.
- Biotoptypenkartierung: Erfassung von Biotoptypen ohne Erhebung objektbezogener Daten.
- flächendeckend: Erfassung aller Biotoptypen des Bearbeitungsgebiets (die Karte enthält keine „weißen“, d. h. nicht klassifizierten Flächen).
- selektiv: Beschränkung der Erfassung auf bestimmte Biotoptypen und/oder auf bestimmte qualitative (meist „schutzwürdige“) Ausprägungen von Biotop-typen oder Biotopkomplexen.

Der weiteren Bearbeitung liegen folgende, noch näher zu begründende Prämissen zu Grunde:

- Biotopkartierungen sollten grundsätzlich sowohl vorgegebene Biotoptypen als auch objektbezogene Sachdaten erfassen. Reine Biotoptypenkartierungen ohne Erhebung und Dokumentation von Objektdaten sind nicht fachgerecht.
- Flächendeckende Biotopkartierungen sollen i. d. R. eine Kombination aus selektiver Biotopkartierung und flächendeckender Biotoptypenkartierung sein. Das bedeutet, dass objektbezogene Daten nur für bestimmte Biotoptypen oder bestimmte Teilbereiche erhoben werden, die für den Kartierungszweck von besonderer Bedeutung sind (i. d. R. „schutzwürdige“ Biotope), während für die übrigen Flächen die Zuordnung des Typs ausreicht (i. d. R. Biotope, die von intensiven Nutzungen geprägt sind bzw. aus Bauwerken bestehen).
- Biotopkartierungen sind grundsätzlich flächendeckend zu konzipieren, d. h. sie betrachten zunächst das gesamte Bearbeitungsgebiet. Beim selektiven Ansatz werden nach einer flächendeckenden Vorstufe (auf der Basis topographischer Karten und Luftbilder) die für die Ermittlung der vorgesehenen Biotoptypen und -qualitäten nicht „höffigen“ Landschaftsteile nicht weiter bearbeitet. Beim flächendeckenden Ansatz werden dagegen alle Flächen klassifiziert, allerdings mit sehr unterschiedlichem Detaillierungsgrad.

Auf dieser Grundlage sollten nur zwei Formen der Biotopkartierung unterschieden werden, die den jeweiligen Anforderungen aus naturschutzfachlicher Sicht vollständig gerecht werden:

1. **selektive Biotopkartierungen:** gezielte Erfassung der Vorkommen von Biotoptypen mit besonderer Bedeutung für den Naturschutz,
2. **selektiv-flächendeckende Biotopkartierung:** vollständige Erfassung aller Biotoptypen (es verbleiben auf der Karte des Untersuchungsraums keine „weißen Flächen“). Zusätzlich genauere selektive Kartierung ausgewählter Biotope (gemäß der Methodik der selektiven Biotopkartierung).

Am Beispiel von Niedersachsen wird im Folgenden dargestellt, wie sich die verschiedenen Varianten von Biotopkartierungen im weitesten Sinn entwickelt haben.

## 5.2 Historische Vorläufer der Biotopkartierung

Seit Bestehen des behördlichen Naturschutzes ist die Inventarisierung von Schutzobjekten eine zentrale Aufgabe. Ab Ende des 19. Jahrhunderts entwickelte der Begründer des staatlichen Naturschutzes in Deutschland HUGO CONWENTZ (1855-1922) „eine systematische Inventarisierung von eindrucksvollen und bemerkenswerten Bäumen“ (PIECHOCKI 2006, 2007). Denkmalpflege wurde in dieser Zeit (Ende des 19. Jh.) zu einer wissenschaftlichen Inventarisierung der Denkmäler im Rahmen einer staatlichen Verwaltung und in dieser Hinsicht auch Vorbild für den Naturschutz (Naturdenkmalpflege) (ebd.). Das erste staatliche Kataster von Schutzobjekten war in Deutschland wohl das 1900 erschienene „Forstbotanische Merkbuch“ von CONWENTZ, „Nachweis der beachtenswerten und zu schützenden Sträucher, Bäume und Bestände im Königreich Preußen. I. Provinz Westpreußen“ (ebd. und KNAUT 1993). Da dieses Inventar auf intensiver Geländearbeit beruhte (CONWENTZ unternahm nach KNAUT [1993] insgesamt 477 Dienstreisen in die Provinz) kann CONWENTZ im weiteren Sinne vielleicht als erster Biotopkartierer gelten.

In den darauf aufbauenden Erhebungsbögen des Forstbotanischen Merkbuchs der Provinz Hannover (1906) wurden u. a. auch folgende Lebensraumtypen erfasst: „Waldteile, die von Natur ohne Zutun des Menschen entstanden sind und merkwürdige Bestände tragen“, „bemerkenswerte Flussläufe“, „Felsen, Höhlen“, „bemerkenswerte unberührte Waldmoore“ (RETTICH 1999a: 136).

CONWENTZ war ab 1910 Direktor der 1906 gegründeten Staatlichen Stelle für Naturdenkmalpflege, zu deren Aufgaben u. a. „die Ermittlung, Erforschung und dauernde Beobachtung der in Preußen vorhandenen Naturdenkmäler“ gehörte (RETTICH 1999a: 135), also im heutigen Sprachgebrauch selektive Biotopkartierung (i.w.S.) und Monitoring.

Die Naturdenkmalpflege im Sinne von CONWENTZ „verstand sich vorwiegend als Anleitung zur wissenschaftlich fundierten Katalogisierung von Naturdenkmälern und zur praktischen Durchführung ihres Schutzes“ (KNAUT 1993: 40). Für CONWENTZ waren Naturdenkmäler „besonders charakteristische Gebilde der heimatlichen Natur“ [...], „vornehmlich solche, welche sich noch an ihrer ursprünglichen Stätte befinden, seien es Teile der Landschaft oder Gestaltungen des Erdbodens oder Reste der Pflanzen- und Tierwelt“ (ebd.: 46). Somit ging seine Definition über die heutige Vorstellung von einem Naturdenkmal im Sinne einer „Einzelschöpfung der Natur“ (§ 28 BNatSchG) hinaus. Dennoch blieb die Wirkung dieses Konzeptes begrenzt, was HERMANN LÖNS 1911 zu seiner vielzitierten Kritik des „conventionellen Naturschutzes“ als „Pritzelkram“ veranlasste (RETTICH 1999a: 139).

Nachfolger von CONWENTZ als Leiter der Staatlichen Stelle für Naturdenkmalpflege war WALTHER SCHOENICHEN. Er propagierte die „Noli-tangere-Karte“, die in den 1930er Jahren von der Reichsstelle für Naturschutz erstellt wurde (Aktenkopie eines Schreibens von SCHOENICHEN vom 05.02.1938). Durch ein Rundschreiben vom 02.01.1934 waren die „Herren Beauftragten“ aufgefordert worden, „alle bemerkenswerteren Gebiete“ in diese Karte aufzunehmen. Nach RETTICH (1999a: 145) erstellte die Provinzialstelle für

Naturdenkmalpflege in Hannover ab 1933 diese Karte im Zuge des beginnenden Autobahnbaus. „Bis in die ersten Jahre des 2. Weltkriegs bestimmen die Kreisbeauftragten für Naturschutz derartige ‚noli-tangere-Gebiete‘, die anschließend von den Bezirksbeauftragten für Naturschutz in Karten im M. 1 : 100.000 eingetragen und an die Landesplanungsbehörden etc. weitergegeben, in der Praxis von diesen aber kaum berücksichtigt werden.“ Vom Anspruch her war diese Karte ein Vorläufer der späteren „Karte der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ (s. 5.3).

Die ersten detaillierten Erfassungen für den Naturschutz bedeutsamer Gebiete wurden in Niedersachsen von R. TÜXEN – ab 1926 Mitarbeiter der Provinzialstelle für Naturdenkmalpflege in Hannover – durchgeführt. Er begann ab 1930 mit systematischen Vegetationskartierungen, mit dem Ziel schutzwürdige Gebiete zu ermitteln (DIERSCHKE 1994). „Die 1931 in der Provinzialstelle für Naturschutz gebildete ‚Beurteilungs- und Bewertungszentrale‘ hatte anzugeben, welche Gebiete in den einzelnen Bezirken geschützt werden müssen. Dazu sollten die Pflanzen- und Bodenverhältnisse systematisch vegetationskundlich erforscht und kartiert werden. Begonnen wurde mit dieser Kartierung – als der ersten in Deutschland – im Reg.-Bez. Osnabrück, wo Tüxen u. a. auch die heute nicht mehr vorhandenen Wiesenmoore im Belmer Bruch und Hasetal bearbeitete“ (RETTICH 1999b: 14). Somit schufen TÜXEN und seine Mitarbeiter mit der Beschreibung der niedersächsischen Pflanzengesellschaften und den ersten genaueren Kartierungen für den Naturschutz bedeutsamer Gebiete wichtige Grundlagen für die spätere Entwicklung der Biotopkartierung in Niedersachsen.

## 5.3 Landesweite selektive Biotopkartierungen

### 5.3.1 Deskriptive, selektive Kartierung: „Untersuchung geschützter und noch schutzwürdiger Landschaftsbestandteile in Niedersachsen“. Abgrenzung und textliche Beschreibungen geschützter und schutzwürdiger Landschaftsausschnitte (ca. 1966-1976)

Die systematische Erfassung schutzwürdiger Gebiete nach dem 2. Weltkrieg begann in Niedersachsen etwa Mitte der 1960er-Jahre unter dem damaligen Leiter der Fachbehörde für Naturschutz (seinerzeit Teil des Niedersächsischen Landesverwaltungsamtes) E. PREISING, bearbeitet von seinen Mitarbeitern (v. a. A. MONTAG, H. KRÖBER und D. POHL). Ziel war, „einen Überblick über die noch schutzwürdigen Landschaftsteile oder Landschaftsbestandteile des Landes Niedersachsen zu gewinnen, um weitere Verluste natürlicher und naturnaher Biotope zu mindern und die verfügbaren Kräfte und Mittel gezielter für die Erhaltung der besonders schutzwürdigen Gebiete einsetzen zu können“ (MONTAG 1976: 42).

Bei dieser Kartierung wurden – sortiert nach TK 25 – die ausgewiesenen Naturdenkmäler, Naturschutzgebiete und Landschaftsschutzgebiete untersucht und in zwei Kategorien bewertet: „weiterhin schutzwürdig“ oder „nicht mehr schutzwürdig“. Außerdem wurden

weitere Gebiete zum Schutz als Naturdenkmäler, Naturschutzgebiete oder Landschaftsschutzgebiete vorgeschlagen. Die Gebiete wurden in den topographischen Karten 1: 25.000 abgegrenzt und als Lichtpausen vervielfältigt (s. Abb. 7). Zu jeder TK 25 wurde ein Erläuterungsbericht erstellt. Für jedes Gebiet wurde eine ausführliche Beschreibung verfasst, die sich in folgende Punkte gliederte (NLVWA ca. 1966-1976):

1. Name des Gebietes
  2. Kennzeichen in der Karte
  3. Vorgeschlagene Schutzform
  4. Lage
  5. Landkreis
  6. Top. Karte 1 : 25.000 Blatt
  7. Größe des Gebietes
  8. Besitzverhältnisse
  9. Allgemeine Beschreibung des Gebietes und seiner Umgebung [mit Angabe der potentiell-natürlichen Vegetation]
  10. Natürliche Gegebenheiten
    - a. Geologische Verhältnisse/Oberflächengestalt/Höhenlage/Boden/Wasser/Klima
    - b. Pflanzenarten/Pflanzengesellschaften
    - c. Tierarten/Tiergesellschaften
    - d. Biotope/Biozönosen
  11. Menschliche Einflüsse
  12. Schäden/Gefährdungen
  13. Bewertung
  14. Erhaltungs-/Entwicklungsmaßnahmen
  15. Lichtbilder
  16. Spezialkarten
  17. Wichtiges Schrifttum
- Datum der Aufnahme  
Bearbeiter

Zu den meisten Gebieten sind im Bericht Schwarzweißfotos mit kurzer Beschreibung des Motivs enthalten. Die Bilder zeigen meist typische Landschaftsausschnitte und Details der Vegetation, teilweise auch Beeinträchtigungen oder Bestände seltener Pflanzen. In einigen Fällen wurden mehrere Fotos zu einem Panorama zusammengefügt.

Die Geländearbeiten erfolgten nach den dokumentierten Daten der Aufnahmen von März bis November. Sie dauerten je nach Vielfalt der Landschaft zwischen wenigen Tagen und mehr als drei Wochen pro TK 25 (MONTAG 1976). Sie wurden teils von Mitarbeitern der Fachbehörde (neben ihren anderen Aufgaben), teils von befristet eingesetzten Hilfskräften (Studenten, junge Hochschulabsolventen) durchgeführt. Wichtigste Kartierungsvorgaben waren – neben den ausgewiesenen Schutzgebieten – vorliegende und erfragte Hinweise auf weitere schutzwürdige Bereiche sowie Auswertungen der topographischen Karten und (sofern vorhanden) von Luftbildern (MONTAG 1976). Erfasst wurden besondere Vegetationsbestände, naturnahe Gewässer, geologische Objekte (z. B. Findlinge), Steingräber, alte Bäume und Baumbestände, Hecken sowie LSG-würdige Landschaften. Da ganze Kartenblätter offenbar im Herbst bearbeitet wurden, war z. B. eine gezielte Grünlandkartierung nicht möglich und auch die Ansprache einiger anderer Biotoptypen erschwert. Auch aufgrund der relativ kurzen Kartierungsdauer pro TK 25 (nach stichprobenartiger Überprüfung der Kartierungsergebnisse überwiegend zwischen 7 und 10 Tagen) mussten die Ergebnisse sehr lückenhaft bleiben.



1976 lagen – 10 Jahre nach Beginn der Arbeiten – erst für etwa 10 % der Landesfläche fertige Ergebnisse vor und in weiteren 14 % waren die Geländearbeiten abgeschlossen (MONTAG 1976). Als Grund für den geringen Fortschritt der Arbeiten wurde angeführt, dass es nicht möglich war, geeignete Bearbeiter längerfristig für die Aufgabe einzustellen.

Aufgrund der zeitaufwändigen Form der Bearbeitung und des Personalmangels konnte dieses Projekt nicht abgeschlossen werden. Das ganze Vorgehen war stark von den subjektiven Einschätzungen und Kenntnissen der Bearbeiter geprägt. Die ausführlichen Beschreibungen geben jedoch in Verbindung mit den Fotos zumindest bei den kleineren Gebieten einen sehr guten Eindruck von der Ausprägung der Biotope bzw. Landschaftsausschnitte. Die Beschreibung großer heterogener Landschaftsschutzgebiete musste dagegen zwangsläufig oberflächlich bleiben und führte überwiegend nicht zur Herausarbeitung darin gelegener Kernflächen mit besonderer Schutzwürdigkeit. Schutzgutbezogene Flächenbilanzen sind auf der Basis derartiger Beschreibungen selbstverständlich nicht möglich, sondern lediglich die Flächensummierung der insgesamt erfassten Bereiche.

### 5.3.2 Ermittlung wertvoller Bereiche durch Expertenbefragungen (1975-1976)

#### Ökologisch und naturwissenschaftlich wertvolle Gebiete Niedersachsens (BIERHALS 1975):

Hierbei handelt es sich um ein von E. BIERHALS am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der TU Hannover geleitetes und bearbeitetes Gutachten, erstellt im Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums des Innern, vorrangig als Grundlage für die Aufstellung eines neuen Landesraumordnungsprogramms. Die Erfassung wurde im Zeitraum von Januar bis November 1975 durchgeführt und beschränkte sich im Wesentlichen auf eine Expertenbefragung. Eine Überprüfung der benannten Gebiete erfolgte „nur in Ausnahmefällen“. Es wurde angenommen, dass damit „die überwiegende Zahl ökologisch und wissenschaftlich wertvoller Gebiete [...] erfasst wurde“. Gleichwohl war sich der Bearbeiter der Unvollständigkeit und der Vorläufigkeit der vorgenommenen Abgrenzungen bewusst, und forderte, dass vor allen raumrelevanten Maßnahmen gezielte Erhebungen durchzuführen seien.

Ziel der Arbeit war, eine Datengrundlage für die erstmalige Festlegung von Vorranggebieten für Natur und Landschaft im Landesraumordnungsprogramm zu schaffen. Das Gutachten war als Ergänzung zu den parallel noch laufenden Geländearbeiten der unter 5.3.1 geschilderten Kartierungen gedacht, um in kürzerer Zeit zu Planungsdaten zu gelangen.

Neu war die Aufstellung von Erfassungseinheiten im Sinne eines hierarchisch aufgebauten Kriterienkatalogs, anhand dessen die Gebiete ausgewählt, beschrieben und bewertet wurden:

#### 1. Schutzwürdige Landschaftselemente

1.1 Geologie/Geomorphologie (schutzwürdige geologische oder geomorphologische Erscheinungen wie Aufschlüsse, Karstformen etc.)

#### 1.2 Vegetation

- 1.21 Einzelgehölze oder Gehölzgruppen von besonderer Bedeutung (z. B. Alleen, Knicks)
- 1.22 Standorte seltener, bedrohter, geschützter Arten
- 1.23 Naturnahe Pflanzengesellschaften wie
  - 1.23.1 Süßwasser- und Moorvegetation (Röhrichte, Quellfluren, Hochmoore etc.)
  - 1.23.2 Salzwasser- und Meerstrandvegetation (z. B. Dünen- gesellschaften)
  - 1.23.3 Sonderstandorte (Salzvegetation des Binnenlands, Schwermetallstandorte, Felsvegetation u. a.)
  - 1.23.4 Laubwälder und verwandte Gesellschaften (Auenwälder, Bruchwälder, Kalkbuchenwälder etc.)
  - 1.23.5 Extensiv genutzte Heiden und Wiesen (z. B. Borstgrasrasen, Zwergstrauchheiden, Feuchtwiesen)
  - 1.23.6 Sonstige schutzwürdige Waldflächen (z. B. Hute- wälder, Arboreten)

#### 1.3 Tierwelt

##### 1.31 Ornithologische Schutzgebiete

- 1.31.1 Feuchtgebiete zum Schutz von Wat- und Wasservögeln
- 1.31.2 Seevogelschutzgebiete
- 1.31.3 Wildschutzgebiete (zum Schutz jagdbarer Wasservögel)
- 1.31.4 Gebiete mit (gehäuften) Vorkommen
  - hochgradig gefährdeter Brutvögel
  - gefährdeter Brutvögel
- 1.32 Schutzgebiete für Säugetiere (Gebiete mit gefährdeten Arten)
- 1.33 Schutzgebiete für Amphibien
- 1.34 Schutzgebiete für Reptilien
- 1.35 Schutzgebiete für Insekten

#### 2. Schutzwürdige Landschaftsräume und komplexe Schutzgebiete

##### 2.1 Gewässer

- 2.11 Schutzwürdige naturnahe Fließgewässer (Quellen, Bäche, Flüsse, Altwässer)
- 2.12 Naturnahe, stehende Gewässer (z. B. Weiher, natürliche Seen, Stauseen, Fischteiche)
- 2.2 Kulturgeschichtlich wertvolle Landschaftsräume
  - 2.21 von alten Bewirtschaftungsformen geprägte Landschaften
  - 2.22 Repräsentative Beispiele typischer Naturlandschaften

Die gesammelten Informationen wurden nach Abschluss der Befragungen mit den Naturschutzdezenten der Regierungs- und Verwaltungspräsidenten sowie Mitarbeitern des Landesverwaltungsamtes überprüft und abgestimmt.

Die ausgewählten Gebiete wurden in Karten 1: 50.000 dargestellt, wobei alle bestehenden Naturschutzgebiete einbezogen wurden; Landschaftsschutzgebiete nur, „wenn sie primär aus ökologischen und naturwissenschaftlichen Gründen ausgewiesen“ worden waren. Die Gebiete stellten eine heterogene Auflistung kleiner und großer Flächen dar, deren Schutzgrund jeweils mit wenigen Stichworten angegeben wurde, meist aufgrund des Vorkommens von geowissenschaftlich bedeutsamen Objekten, gefährdeten Arten, bestimmten Pflanzengesellschaften oder sehr allgemein gehaltenen Biotopangaben (z. B. „Grünland und Knicklandschaft“, „Hochmoor-Restbestände“, „feuchter Laubwald“, „schutzwürdiges Gewässer“). Pro Kartenblatt wurden überwiegend zwischen 10 und 50 Gebieten verzeichnet.

Dieses Projekt und die verwendeten Kategorien verdeutlichen bereits einige Kernprobleme der Biotop-typisierung und -klassifikation, die im Folgenden weiter zu beleuchten sind:

1) Ungenaue Begriffe: Die „naturwissenschaftliche Bedeutung“ ist keine hinreichend bestimmte Eigenschaft zu erfassender Landschaftsausschnitte. Naturwissenschaft ist wertfrei und somit können grundsätzlich unterschiedlichste Ausprägung von Natur und Landschaft von wissenschaftlichem Interesse sein (im Prinzip auch Bereiche mit starker Umweltbelastung). Weiterhin ist das Begriffspaar „ökologisch und naturwissenschaftlich bedeutsam“ verwunderlich, ist doch die Ökologie Teil der Naturwissenschaften. Dies legt die Vermutung nahe, dass Ökologie hier eher im umgangssprachlichen Sinn als Synonym zu Naturschutz gebraucht wurde.

2) Das „Äpfel- und Birnen-Syndrom“: Mit dieser plakativen Formulierung soll hier die Kombination unterschiedlicher Typisierungskriterien gekennzeichnet werden, die dazu führt, dass sich die ausgeschiedenen Einheiten mehrfach überschneiden. So kann derselbe Landschaftsausschnitt geowissenschaftlich bedeutsam sein, eine naturnahe Wasservegetation aufweisen, Lebensraum gefährdeter Tier- oder Pflanzenarten sein sowie eine naturnahe, stehendes Gewässer und ein repräsentatives Beispiel naturnaher Landschaften. Solche Kategorien sind zwar als sich ergänzende Bewertungsparameter geeignet, nicht aber als Erfassungseinheiten. Im Übrigen wurden die erfassten Bereiche in der tabellarischen Auflistung des Gutachtens auch nicht diesen Erfassungseinheiten zugeordnet, sondern ohne Typisierung aufgelistet.

3) Unvollständigkeit: Die Kategorien beruhen auf einer nicht transparent gemachten Vorbewertung und werden daher nicht allen Eventualitäten gerecht. Beispiele: Naturnahe Nadelwälder sind nicht vorgesehen, obwohl es diese in Niedersachsen gibt (v. a. in den Hochlagen des Harzes). Viele Artengruppen bleiben unberücksichtigt, wohl weil es für sie damals keine Roten Listen als Bewertungsgrundlage gab. So hätten bedeutsame Habitate von Flussperlmuschel oder Flusskrebis nur über andere Kategorien berücksichtigt werden können.

4) Unausgewogenheit: Die ornithologische Kriterien werden ebenso überproportional berücksichtigt wie die Fließ- und Stillgewässer. Unklar ist, warum Beispiele typischer Naturlandschaften eine Untergruppe kulturgeschichtlich wertvoller Landschaftsräume sind.

#### **Erhebung naturschutzwürdiger Gebiete im Regierungsbezirk Hildesheim (BERG 1976):**

Diese Erhebung auf der Basis von TK 25 erfolgte von Mai bis August 1976. Der Bericht wurde im Oktober 1976 vorgelegt. Es handelte sich ebenfalls um eine Expertenbefragung, verbunden mit einigen unvollständigen Geländekartierungen. Die Experten wurden persönlich aufgesucht. Außerdem wurde eine Literaturauswertung vorgenommen. Wesentliche Grundlagen waren auch das oben beschriebene BIERHALS-Gutachten und die Waldfunktionenkarte der Landesforstverwaltung.

Zu jedem Gebiet wurde ein einseitiges Formblatt (DIN A 4) ausgefüllt, das folgende Angaben enthält:

- Name des Gebietes
- Lfd. Nr.
- Landkreis

- Größe (ha)
  - Objekt, Lage
  - Schutzwürdigkeit (Auflistung von gefährdeten Arten, besonderen Biotopen, geologischen Objekten)
  - Bedeutung: Bewertung von folgenden Kategorien:
    - Hauptkriterium: Seltenheit
    - 1.1 Geologische und geomorphologisch wertvolle Erscheinungen
    - 1.2 Vegetation
    - 1.3 Lebensräume für Vögel
    - 1.4 Lebensräume für Säugetiere
    - Hauptkriterium: Natürliche und naturnahe Landschaftselemente und Landschaftsräume
    - 2.1 Aquatische und amphibische Bereiche
    - 2.2 Wälder
    - 2.3 Heiden, Hutungen, extensive Wiesen, Brachen
    - 2.4 Besondere Pflanzendecke; Salzrasen, Fels-Steinschutt-, Geröllvegetation, Schwermetallrasen
    - Hauptkriterium: Schönheit und Eigenart
    - 3.1 Geomorphologisch bedeutsame Gebiete
    - 3.2 Bedeutsame Vegetation
    - Hauptkriterium: Kulturgeschichtlich wertvoll
    - 4.1 Waldflächen mit Resten früherer Bewirtschaftungsform. Hute-, Nieder-, Mittelwälder
    - 4.2 Von alten Bewirtschaftungsformen geprägte Feldfluren: Heckenlandschaften, Fluren mit Steinwällen
- Die jeweils zutreffenden Kriterien wurden in 3 Stufen bewertet:
- A: überregionale Bedeutung
  - B: regionale Bedeutung
  - C: lokale Bedeutung
- Derzeitige Nutzung, Gefährdung, erforderliche Pflegemaßnahmen
  - Bestehende Schutzform
  - zweckmäßige Schutzform
  - Quelle, Literatur

Die Bewertungskriterien haben viele Gemeinsamkeiten mit dem Kriterienkatalog von BIERHALS. Wesentlicher Unterschied ist die Gliederung nach Bewertungskriterien (Seltenheit, Naturnähe, Schönheit/Eigenart, kulturgeschichtliche Bedeutung) während die Kriterien bei BIERHALS nach Schutzgütern klassifiziert sind. Bei den Ansätzen gemeinsam sind die Mischung verschiedener Kriterien und die Überschneidungen zwischen den verschiedenen Kategorien. Systematische Klassifikationen von Lebensräumen lagen nicht zu Grunde. Vielmehr ähnelt das Konzept immer noch sehr stark dem des „Forstbotanischen Merkbuchs“ von CONWENTZ (s. 5.2). Es ist bemerkenswert, dass in einem Zeitraum von ca. 75 Jahren keine grundlegenden methodischen Fortschritte bei der Klassifikation und Erfassung von Naturschutzobjekten erzielt wurden.

#### **5.3.3 Beginn der selektiven typisierenden Biotopkartierung: Der erste Durchgang der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ (1977-1982)**

Dieses Kartierungsprojekt des Niedersächsischen Landesverwaltungsamtes sollte „eine möglichst schnelle, aber auch weitgehend flächendeckende Erfassung aller für den Naturschutz wertvollen Bereiche“ erbringen (LÜDERWALDT & MIOTK 1981: 53). Basis der

Geländearbeiten waren Daten der Tier- und Pflanzenarten-Erfassungsprogramme sowie die im vorigen Kapitel vorgestellten Befragungen einschlägiger Experten und Institutionen (BIERHALS 1975, BERG 1976). Das Verfahren baute auf der Bayerischen Biotopkartierung (KAULE 1974)<sup>8)</sup> auf, wurde aber um die Einbeziehung geowissenschaftlich wertvoller Bereiche sowie eine stärkere Berücksichtigung von Bereichen mit Bedeutung für gefährdete Tier- und Pflanzenarten erweitert. Erstmals wurde eine Kartieranleitung mit definierten Erfassungseinheiten erstellt, um ein landesweit einheitliches Vorgehen zu gewährleisten. Diese Kartieranleitung (POHL 1979 sowie vorläufige Fassung von 1978) unterschied 65 „biowissenschaftliche und ökologische“ sowie 18 „geowissenschaftliche Erfassungseinheiten“.

Es handelte sich um eine selektive Erfassung von „aus Landessicht für den Naturschutz wertvollen Bereichen“, die Grundlage für die Entwicklung eines repräsentativen Schutzgebietssystems sein sollten sowie eine wichtige Datengrundlage für Landschafts- und andere Fachplanungen (POHL 1979). Wie in dem Gutachten von BIERHALS werden die zu erfassenden Bereiche mit dem Adjektiv „wissenschaftlich und ökologisch wertvoll“ gekennzeichnet, ohne diese Eigenschaft näher zu begründen und zu erläutern. Nicht zu erfassen waren „sonstige für den Naturhaushalt wichtige Bereiche“ wie Hecken und kleine Gehölze sowie Bereiche, die vorrangig „für das Landschafts- und Ortsbild sowie die Erholung“ bedeutsam sind. Damit wurden Landschaftsschutzgebiete per se im Gegensatz zu der in 5.3.1 beschriebenen Erfassung nicht mehr berücksichtigt, sondern nur deren besonders schutzwürdige Kernbereiche. In der vorläufigen Fassung der Kartieranleitung von 1978 wurden außerdem noch „frühere Bewirtschaftungsformen wie Hutewälder, Kratts, Kopfweidenreihen, sofern sie ausschließlich wegen der Bewirtschaftungsform schutzwürdig wären“ von der Erfassung ausgenommen. In der Fassung von 1979 erhielt die Berücksichtigung von faunistisch bedeutsamen Bereichen ein stärkeres Gewicht. Aufgrund der Daten des Tierarten-Erfassungsprogramms wurden „für die Fauna wertvolle Bereiche“ festgelegt, die eine wichtige Vorgabe für die Biotopkartierer<sup>9)</sup> waren. Diese Bereiche waren im Gelände zu überprüfen. Ferner sollten „zoologisch bedeutsame Biotopstrukturen“ bei der Kartierung beachtet werden.

Die Erfassungseinheiten wurden so gekennzeichnet: „Bei den Erfassungseinheiten handelt es sich in der Regel nicht um pflanzensoziologische Einheiten, sondern um auf die praktische Arbeit abgestimmte, gröber gefasste ‚homogene Typen‘, die im Gelände leichter angesprochen werden können“ (ebd.: 3). Eine möglichst gleichmäßige Ansprache sollte durch textliche Erläuterungen mit Angabe von wertbestimmenden Gesichtspunkten in der Kartieranleitung gewährleistet werden. Im Übrigen sollten die Kartierer nach den Kriterien „Naturnähe“ und „Seltenheit/Gefährdung“ aufgrund eigener Erfahrung entsprechend der

örtlichen Situation über die Aufnahme und Abgrenzung der Flächen entscheiden.

Bei den Flächenangaben galt das Prinzip der „Nettofläche“: Bilanziert wurde nicht die in der Karte dargestellte Gesamtfläche (Bruttofläche), sondern nur die schutzwürdigen Flächenanteile. Abweichende Teilflächen (z. B. kleine Aufforstungen aus standortfremden Baumarten) wurden abgezogen.

Nach Möglichkeit sollten homogene Bereiche mit nur einer Erfassungseinheit abgegrenzt werden. Bei kleinteiligen Komplexen konnten aber bis zu vier ökologische Erfassungseinheiten (sowie zwei geowissenschaftliche) verschlüsselt werden, denen möglichst prozentuale Anteile der angegebenen Nettofläche zuzuweisen waren. Es war aber auch zulässig, nur einem Hauptcode die gesamte Nettofläche zuzuordnen und weitere Einheiten als sog. Nebencodes (Erfassungseinheiten ohne Flächenangabe) anzufügen. In der Praxis wurde dies recht unterschiedlich gehandhabt, was Flächenbilanzen für die einzelnen Einheiten bei der späteren Auswertung erschwerte.

Die Erfassungseinheiten erhielten zweistellige Buchstabencodes, die einen inhaltlichen Bezug zum jeweiligen Typ hatten (vgl. Tab. 26 und 5.3.4).

Die geowissenschaftlichen Erfassungseinheiten, die vom Landesamt für Bodenforschung vorgegeben worden waren, werden hier nicht aufgeführt, da sie auf einer eigenständigen Klassifikation beruhen, die sich hinsichtlich der typisierten Objekte in großem Umfang mit den „ökologischen“ Erfassungseinheiten überschneidet (z. B. Quellen, Moore, Felsen, Dolinen, Dünen). Nach dem Grundprinzip von Biotoptypenkartierungen kann die geowissenschaftliche Bedeutung eine bewertungsrelevante Eigenschaft von Biotopen sein, aber kein Kriterium für deren Typisierung und Klassifikation. Eine besondere Problematik war, dass zwar viele dieser Erfassungseinheiten von den Biotopkartierern erkannt, nicht aber deren konkrete geowissenschaftliche Bedeutung beurteilt werden konnten. So wurden die betreffenden Flächen und Objekte ausnahmslos nachrichtlich aus Vorgaben des damaligen Landesamtes für Bodenforschung übernommen.

Bei der Kartierung wurden jährlich vier bis fünf angestellte oder im Werkvertrag beschäftigte Mitarbeiter eingesetzt. Insgesamt waren bei diesem Kartierungsdurchgang nur zehn Kartierer beteiligt, was für die Vergleichbarkeit der Ergebnisse von großem Vorteil war (vgl. v. DRACHENFELS et al. 1984). Die Feldarbeiten erfolgten auf der Grundlage von TK 25 (Messischblätter im M. 1 : 25.000), überwiegend im Zeitraum von Mitte Mai bis Ende Oktober. Die Kartierung beschränkte sich mehrheitlich auf Flächen, die im Rahmen der Vorinformationsphase als (potenziell) bedeutsam ermittelt wurden. Die Untersuchung weiterer Flächen wurde den Kartierern anheimgestellt (ALTMÜLLER et al. 1980). Pro TK 50 standen ca. 12 bis 15 Geländetage zur Verfügung (ebd.), wobei einzelne Kartenblätter aber weniger oder auch deutlich mehr Zeit erforderten (zwischen 8 und 28 Tagen). Die Ergebnisse wurden in TK 50 (topographische Karten im M. 1 : 50.000) dargestellt und als Lichtpausen vielfältig. Diese Karten enthielten die Abgrenzungen und laufenden Nummern der als schutzwürdig eingestuft Bereiche. Zu jedem Gebiet gehörte ein doppelseitiger Erfassungsbogen. Die statistische Auswertung der Kartierung wurde im „Naturschutzatlas Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS et al. 1984) vorgestellt.

<sup>8)</sup> Bayern führte in den Jahren 1974 bis 1976 als erstes Bundesland eine landesweite Kartierung schützenswerter Biotope durch (KAULE 1974, EDER 1989).

<sup>9)</sup> (Biotop-)Kartierer: Diese Bezeichnung wird im Text als geschlechtsneutrale Bezeichnung im Sinne von „Kartierende“ betrachtet. Es sind grundsätzlich Frauen und Männer gemeint.

Tab. 26: Übersicht der biowissenschaftlichen und ökologischen Erfassungseinheiten nach POHL (1979) und ihre Beurteilung

Erfassungseinheiten nach POHL (1979)	Code	Typisierung	besondere methodische Probleme
<b>Obergruppe: Naturnahe Wälder und Gehölze</b>			
Wald, mesophil	WM	weitgefasster Biotoptyp (Zusammenfassung von Buchen- und Eichenwäldern)	Ausprägungen des Berglands wurden nur bei Vorkommen gefährdeter Arten als schutzwürdig eingestuft und somit überwiegend nicht erfasst.
Wald, bodensauer	WL	weitgefasster Biotoptyp (Zusammenfassung von Buchen- und Eichenwäldern)	
Wald auf Kalk	WK	weitgefasster Biotoptyp (Zusammenfassung von Buchen- und Eichenwäldern)	unzureichende Abgrenzung von WM und WW
Wärmeliebender Wald	WW	eng gefasster Biotoptyp mit ungenauer Bezeichnung	unzureichende Abgrenzung von WK
Schlucht-, Schutt- und Blockschuttwald	WS	eng gefasster Biotoptyp mit ungenauer Bezeichnung (ohne Fichten-Blockwald, ohne thermophile Schuttwälder)	
Auewald	WA	weitgefasster Biotoptyp (Zusammenfassung aller Auwaldtypen)	schmale Bestände von Bach-Erlen-Eschenwäldern sollten nicht gesondert erfasst werden (zu FB)
Bruchwald	WB	weitgefasster, ungenauer Biotoptyp (Zusammenfassung von Birken- und Erlenbruchwäldern, ohne Nadelholzbruchwälder)	Kiefern-Bruchwälder wurden in der Praxis doch einbezogen. Unzureichende Vorgaben für entwässerte Ausprägungen.
Nadelwald	WO	Vegetationsformation ohne klaren Bezug zu Standort- und Vegetationstypen (Zusammenfassung von Fichten- und Kiefernwäldern auf Mineral- und Moorstandorten)	In der Praxis wurden nur naturnahe Fichtenwälder im Hochharz einbezogen.
Waldrand, Waldmantel, Waldsaum	WR	Vegetations-Strukturtyp ohne Standortbezug, nach Kartieranleitung auf Säume der Verbände <i>Trifolium medii</i> und <i>Geranium sanguinei</i> eingeeengt.	Einheit erwies sich aufgrund sehr geringer Flächengröße artenreicher Ausprägungen als wenig praktikabel für den Kartierungsmaßstab
Feldgehölz, Hecken	HF	sehr weit gefasster Vegetations-Strukturtyp (Moorgebüsche, Hecken u. a.)	Aufnahmekriterien zu ungenau
Gehölz, trocken	HT	ungenauer Biotoptyp (basenarme und kalkreiche Standorte, nach Kartieranleitung auf Gebüsch eingeeengt)	Trennung von HF unscharf, wurde in der Praxis weitgehend auf thermophile Gebüsch im Komplex mit Kalkmagerrasen beschränkt
Bedingt naturnahe und standortfremde Wälder als Naturwaldreservate (zugleich eigene Obergruppe)	WX	Schutzkategorie in Verbindung mit einer Bewertung der Naturnähe	Trennung von den naturnahen Waldtypen ungenau
<b>Obergruppe: Gewässer mit Vegetation</b>			
Quellgebiet	FQ	weit gefasster Standort(komplex)typ, der sehr verschiedene Vegetationstypen einschließt	Überschneidung mit anderen Typen (z. B. NS)
Bachlauf und Graben	FB	weit gefasster Standorttyp mit Einbeziehung der Ufervegetation, Einbeziehung naturnaher und begradigter Bäche sowie Gräben	kleine Waldbäche ohne besondere Wasser- und Ufervegetation nicht eindeutig einbezogen (in der Praxis nur z. T. erfasst)
Flusslauf	FF	weit gefasster Standorttyp mit ungenauen Vorgaben (Naturnähe, Einbeziehung von Ufervegetation)	Einbeziehung von Flusswatt bis 100 m Breite, dadurch Überschneidung mit KF
Altwasser	FA	geomorphologischer Standorttyp	Abgrenzung von anderen Stillgewässertypen in der Aue oft schwierig
Natürliches Stillgewässer, groß	SG	weit gefasster Standorttyp (Seen über 100 ha inkl. Ufervegetation, nur Teilflächen mit Wasservegetation, ohne Moorgewässer)	Ausklammerung offener Wasserflächen ohne Wasservegetation (vgl. ZW), Überschneidung mit anderen Typen durch Einbeziehung der Randvegetation
Natürliches Stillgewässer, mittlere Größe	SM	weit gefasster Standorttyp (Weiher und Seen von 1 - 100 ha inkl. Ufervegetation, ohne Moorgewässer)	
Natürliches Stillgewässer, klein	SK	weit gefasster Standorttyp (Weiher < 1 ha inkl. Ufervegetation, ohne Moorgewässer)	natürliche Entstehung oft schwer zu beurteilen
Abbaufäche, nass	SN	Nutzungstyp mit ungenauem Standortbezug, der verschiedene Biotop(komplex)typen umfasst, ohne Torfstiche	Zuordnungsprobleme bei vor langer Zeit durch Abgrabung entstandenen Gewässern, Überschneidung mit anderen Typen
Staugewässer	ST	anthropogener Standorttyp (Stillgewässer mit regulierbarem Wasserstand)	Zuordnungsprobleme bei ursprünglich natürlichen Seen mit anthropogener Regulierung
Unterwasservegetation	VU	Vegetationsstrukturtyp	keine eigenständigen Biotoptypen, nach Kartieranleitung nur als Nebencodes zu verwenden
Schwimmblattvegetation	VS	Vegetationsstrukturtyp	
Röhricht	VR	Vegetationsstrukturtyp	
Quellflur	VQ	Biotopbezeichnung, nach Kartieranleitung auf bestimmte Pflanzengesellschaften eingeeengt	
<b>Obergruppe: Küste</b>			
Deichvorland / Küstenwatt mit Vegetation	KD	unzweckmäßige Kombination aus einem anthropogenen Strukturtyp (wasserbaulicher Begriff, gemeint sind aber Salzwiesen) und einem Biotoptyp	Bezeichnung unpassend, da auch Salzwiesen einbezogen wurden, die an Dünen angrenzen (also kein Deichvorland sind)

Erfassungseinheiten nach POHL (1979)	Code	Typisierung	besondere methodische Probleme
Küstenwatt ohne Vegetation	KW	hinreichend bestimmter Biotoptyp	
Wasserrinne	KR	Biotoptyp mit unzureichender Bezeichnung, gemeint sind natürliche Wattrinnen (Priele, Baljen, Seegats)	
Sandbank / Strand	KS	hinreichend bestimmter Biotoptyp	
Flusswatt	KF	Standorttyp, der oligohaline und limnische Wattflächen mit und ohne Vegetation umfasst	vgl. FF
Küstendüne	DK	weit gefasster Standort(komplex)typ	
Dünental, nass	DN	weit gefasster Standort(komplex)typ	
Seegrasswiese	KG	Vegetationstyp	keine eigenständigen Biotoptypen, nach Kartieranleitung nur als Nebencodes zur Kennzeichnung der Vegetation zu verwenden
Queller- und Schlickgrasvegetation	KQ	Vegetationstypen	
Dünengrasflur	DG	weit gefasster Biotoptyp	
Dünenheide	DH	Biotoptyp	
Dünengehölz	DZ	weit gefasster Biotoptyp	
Marschengrünland	KM	weit gefasster Biotoptyp mit ungenauer Bezeichnung (auch Salzwiesen können als Marschengrünland i.w.S. aufgefasst werden)	Überschneidung mit anderen, vegetationskundlich definierten Grünlandtypen; in der Praxis weitgehend auf Intensivgrünland mit avifaunistischer Bedeutung eingegrenzt
<b>Obergruppe: Hoch- und Übergangsmoore</b>			
Hoch- und Übergangsmoor	MH	weit gefasster Standortkomplextyp, inkl. natürlicher Moorgewässer	
Torfstichgebiet, regenerierend	MT	anthropogener Standortkomplextyp mit Bezug auf frühere Nutzung (umfasst sehr verschiedene Vegetationstypen sowie Wasserflächen)	Überschneidung mit anderen Typen
Zwergstrauchreiches Degenerationsstadium, Moorheide	MZ	weit gefasster Biotoptyp	
Anderes Degenerationsstadium	MA	weit gefasster Biotoptyp mit ungenauer Bezeichnung (gemeint sind v. a. Pfeifengrassstadien – mit und ohne Gehölzanflug – in Mooren)	Zuordnungsprobleme bei gehölzreichen Stadien
<b>Obergruppe: Niedermoores, Grünland</b>			
Niedermoor / Sumpf	NS	weit gefasster Standorttyp (per Definition auf Biotope mit Kleinseggen- und Binsensümpfen sowie Komplexe aus Großseggen, Röhrichtern und sonstiger Sumpfvegetation eingegrenzt)	Überschneidung mit VG, Zuordnungsprobleme bei reinen Landröhrichtern
Großseggenried	VG	eng gefasster Vegetationsstrukturtyp	starke Überschneidung mit NS, bei der Auswertung daher zusammengefasst
Feuchtgrünland	GF	weit gefasster Biotoptyp	
Montane Wiese	GM	relativ eng gefasster Biotoptyp, ohne Vorgabe von Merkmalen der Vegetation	in der Praxis weitgehend auf typische Bergwiesen des Trisetion sowie montane Borstgrasrasen eingegrenzt.
Talniederung	TN	sehr weit gefasster Standortkomplextyp	Überschneidung mit zahlreichen anderen Typen, die in „TN“ zugeordneten Bereichen nicht oder nur als Nebencode erfasst wurden (Gewässer, Feuchtgrünland u. a.).
<b>Obergruppe: Mineralische Magerstandorte</b>			
Binnendünen	DB	relativ eng gefasster Standorttyp (per Definition auf Dünen mit lückiger Pioniervegetation eingegrenzt)	Überschneidung mit RA, bei der Auswertung daher zusammengefasst
Magerrasen, bodensäuer	RA	weit gefasster Biotoptyp (alle Ausprägungen von Sandtrockenrasen und Borstgrasrasen)	montane Borstgrasrasen wurden weitgehend GM zugeordnet
Calluna-Heide	HC	relativ eng gefasster Biotop(komplex)typ, inkl. eingestreuter Besenginster- und Wacholdergebüsche	
<b>Obergruppe: Felsige und flachgründige Standorte</b>			
Felsvegetation und Bergschuttflur	VF	weit gefasster Biotoptyp, per Definition Einengung auf natürlich entstandene Gesteinsbiotope mit Vegetationstypen der Felsspalten- und Felschutt-Gesellschaften	aufgrund starker Betonung der Vegetation aus Farn- und Blütenpflanzen sehr unvollständige Erfassung der Felsbiotope
Doline, trocken	DT	geomorphologischer Standorttyp	Überschneidung mit vielen vegetationsbestimmten Typen sowie einer geowissenschaftlichen Einheit, Dolinen mit Feuchtbiotopen nicht gesondert typisiert

Erfassungseinheiten nach POHL (1979)	Code	Typisierung	besondere methodische Probleme
Halbtrockenrasen, Trockenrasen	RH	Biotoptyp mit ungenauer Bezeichnung (per Definition auf Rasen der Verbände <i>Mesobromion</i> und <i>Xerobromion</i> begrenzt)	Gebüschanteile wurden vielfach einbezogen (vgl. HT)
Abbaufäche, trocken	SB	Nutzungstyp mit ungenauem Standortbezug, umfasst verschiedene Biotop(komplex)typen	Überschneidung mit vielen vegetationsbestimmten Typen, Abgrenzungsprobleme zu SN (Abbaufächen mit Mosaik aus Feucht- und Trockenbiotopen)
Schwermetallvegetation (zugleich eigene Obergruppe)	VM	eng gefasster Vegetationstyp	
Salzvegetation des Binnenlandes (zugleich eigene Obergruppe)	VZ	eng gefasster Vegetationstyp	
<b>Obergruppe: Biotop gefährdeter Arten</b>			
Biotop gefährdeter Pflanzenarten	PG	Bewertungseinheit (Sammleinheit für bedeutsame Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten außerhalb der aufgeführten Biotoptypen)	
Biotop gefährdeter Tierarten	TG	Bewertungseinheit (Sammleinheit für bedeutsame Vorkommen gefährdeter Tierarten außerhalb der aufgeführten Biotoptypen)	
<b>Obergruppe: Äcker</b>		Die Erfassung von Äckern sonstiger Standorte war nicht vorgesehen.	
Sandacker	AS	eng gefasster Biotoptyp, per Definition auf Bestände mit Pflanzengesellschaften des <i>Arnoseridion</i> ohne Anwendung von Mineraldünger und Pestizide begrenzt	Aufgrund der restriktiven Vorgaben erwies sich die Einheit als nicht praktikabel.
Kalkacker	AK	eng gefasster Biotoptyp, per Definition auf Bestände mit Pflanzengesellschaften des <i>Caucalidion</i> ohne Anwendung von Mineraldünger und Pestizide begrenzt	Aufgrund der restriktiven Vorgaben erwies sich die Einheit als nicht praktikabel.
<b>Obergruppe: Fauna</b>		Da diese Obergruppe auf Tierlebensräume ausgerichtet ist, können die Einheiten auch als Zootypen aufgefasst werden.	Die Einheiten waren nur teilweise praktikabel, so dass sie bei der Auswertung später mit der Einheit „TG“ zusammengefasst wurden.
Künstliche Stillgewässer ohne Vegetation, zool. bedeutsam	ZS	relativ eng gefasster Biotoptyp mit Bewertungszusatz	
Offene Wasserflächen großer natürlicher Seen, zool. bedeutsam	ZW	relativ eng gefasster Biotoptyp mit Bewertungszusatz	
Abbruchkanten, zool. bedeutsam	ZA	Strukturtyp mit ungenauer Bezeichnung und mit Bewertungszusatz (gemeint waren nur natürliche Abbruchkanten an Fließgewässern)	
Höhlen / Bergwerkstollen, zool. bedeutsam	ZB	weit gefasster Biotoptyp mit Bewertungszusatz	
Altholzbestände, zool. bedeutsam	ZH	weit gefasster Strukturtyp mit Bewertungszusatz	Überschneidung mit anderen Wald- und Gehölztypen

Eine genauere Analyse der Gesamtstatistik findet sich bei v. DRACHENFELS & MEY (1988): Insgesamt wurden ca. 5 % der Landesfläche als schutzwürdig kartiert, davon 4,8 % aus Gründen des Arten- und Biotopschutzes und 0,2 % ausschließlich aufgrund geowissenschaftlicher Bedeutung. Die erfasste Gesamtfläche der verschiedenen Obergruppen (ohne geowissenschaftliche Einheiten) zeigte aus methodischer Sicht folgende Auffälligkeiten:

- Der Anteil der Wald-Erfassungseinheiten betrug nur ca. 19 % der schutzwürdigen Bereiche. Dies entsprach lediglich ca. 4,5 % der gesamten Waldfläche. Somit war der Anteil der erfassten Wälder geringer als derjenige der gesamten Landesfläche. Dafür gibt es besonders zwei Gründe: 1) der hohe Anteil standortfremder Forsten in Niedersachsen und 2) der sehr geringe Erfassungsgrad bei den Buchenwäldern (vgl. Tab. 29).
- Der Komplextyp „Talniederung“ umfasste gut 11 % der Gesamtfläche, so dass dementsprechend für ca. 25.600 ha keine genaue Flächenbilanz der enthaltenen Biotoptypen möglich war (s.u.)

- Die sonstigen Biotope gefährdeter Tierarten (Zusammenfassung der Biotoptypen KM, TG und der Obergruppe Fauna) hatten einen Anteil von fast 29 %, was die starke Berücksichtigung faunistischer Daten verdeutlicht. Den größten Anteil an diesen Flächen hatten intensiv genutztes Grünland (mit artenarmer Vegetation), in Abtorfung befindliche Hochmoore, Wälder mit hohen Anteilen standortfremder Nadelbäume und vegetationsarme Gewässer.

Dieser Kartierungsdurchgang war insbesondere aus zwei Gründen von grundlegender Bedeutung:

- Zum ersten Mal wurde das ganze Land von Kartierern im Gelände nach einheitlichen Vorgaben einer Kartieranleitung untersucht.
- Die erfassten Flächen wurden vorgegebenen Biotoptypen zugeordnet. Daher konnten typbezogene Flächenbilanzen und Verbreitungskarten erstellt werden.

Aus der Erfahrung mit dieser Kartierungsmethode im Gelände (wobei der Verf. in der Schlussphase 1982 noch mitwirken konnte) sowie bei der abschließenden Auswertung der Ergebnisse (v. DRACHENFELS et al. 1984) ergaben sich Erkenntnisse, die vor dem nächsten Kartierungsdurchgang (s. 5.3.4) eine Überarbeitung der Typisierung zweckmäßig erscheinen ließen. Dabei sollten sich die Änderungen nach Vorgabe des Auftraggebers (Nieders. Landesverwaltungsamt) auf das unbedingt Notwendige beschränken. Da diese Vorgabe auch im weiteren Verlauf der Arbeiten an der niedersächsischen Biotopkartierung von Bedeutung war, lässt sich auch die Klassifikation des aktuellen Kartierschlüssels (v. DRACHENFELS 2004) im Kern noch auf die damalige Klassifikation zurückführen. Daher werden diese Erfassungseinheiten in Tab. 26 (s.o.) vorgestellt und hinsichtlich ihrer Typisierung und Praktikabilität bewertet. Dabei zeigen sich folgende Probleme:

- Die Klassifikation beruht auf einer heterogenen Kombination aus Standort-, Vegetations- und Nutzungsmerkmalen sowie Bewertungsvorgaben. Dadurch ergeben sich zahlreiche inhaltliche Überschneidungen zwischen den Erfassungseinheiten.
- Die Klassifikation ist unvollständig (vgl. z. B. Grünland, Äcker)
- Viele Einheiten sind im Hinblick auf die in Kapitel 4 vorgestellten Bewertungskriterien heterogen, da sie sehr verschiedene Standort- und Vegetationstypen zusammenfassen.

Hervorzuheben ist die Erfassungseinheit „Talniederung (TN)“. Diese hatte zwar den Vorteil, dass großflächig schutzwürdige und oft schwer zugängliche Biotopkomplexe von Flussauen und Bachtälern mit geringem Aufwand zusammengefasst kartiert werden konnten. Dies wurde aber damit erkauft, dass die Flächenbilanzen zahlreicher Biotoptypen sehr ungenau waren, da sie in großem Umfang nur als Nebencodes (ohne Flächenangabe) innerhalb von Talniederungen erfasst wurden. Da die Obergrenze von vier ökologischen Erfassungseinheiten in derartigen Komplexen fast immer überschritten wurde, waren auch die aufgeführten Nebencodes zwangsläufig unvollständig.

Bei der Überprüfung und Auswertung der Daten nach Abschluss der Kartierungsarbeiten wurden bereits Erfassungseinheiten, die sich als unpraktikabel erwiesen hatten, enger definiert oder mit anderen zusammengefasst und die Datenbestände entsprechend korrigiert (s. v. DRACHENFELS et al. 1984 im Vergleich zu POHL 1979). So ergaben sich bereits neue Vorgaben für den folgenden Kartierungsdurchgang.

### 5.3.4 Erweiterung der selektiven typisierenden Biotopkartierung: Der zweite Durchgang der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ (1984-2004)

Ziel dieses Kartierungsdurchgangs war (vgl. v. DRACHENFELS & MEY 1985, 1991):

- Nachtrag von schutzwürdigen Bereichen, die zuvor nicht bekannt waren. Das zunehmende Interesse am Naturschutz hatte zu einer Fülle neuer Informationen zu schutzwürdigen Bereichen geführt, die in einem Informationskataster für den Flächenschutz gesammelt wurden und eine wesentliche Grundlage

der Fortschreibung bildeten. Zusätzlich sollten die Kartierer in größerem Umfang als zuvor weitere Gebiete begutachten, die ihnen aufgrund des Kartenbildes oder während der Geländearbeiten als potentiell schutzwürdig erschienen.

- Überprüfung der im ersten Durchgang erfassten Bereiche auf Veränderungen.
- Verbesserung der Methodik: Das Grundprinzip der Vorgehensweise sollte beibehalten, aber im Detail verbessert werden. Daher wurde eine stark überarbeitete Neufassung der bisher gültigen Kartieranleitung erforderlich. „Es wurde jedoch darauf geachtet, dass die angestrebten Verbesserungen zu keinem erheblichen Mehraufwand bei den Feld- und Auswertungsarbeiten führen und die Neuerungen nicht so umfangreich sind, dass eine Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen der bisherigen Kartierung unmöglich wird“ (v. DRACHENFELS & MEY 1985: 7).

Das Prinzip dieser Kartierung war (ebd.: 5):

„Die Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche beruht auf einer selektiven Vorgehensweise; d. h. es werden nur naturschutzwürdige Gebiete berücksichtigt [...]. Diese werden nach vorgegebenen Erfassungseinheiten typisiert, die auch Bezugseinheiten der EDV-gestützten Auswertung sind [...]. Eine derartige Erfassungsmethode erfordert (im Gegensatz zu einer flächendeckenden, primär beschreibenden Kartierung) eine detaillierte Kartieranleitung, in der die Kriterien zur Bewertung und Typisierung möglichst eindeutig festgelegt sind. Nur so können verschiedene Kartierer zu vergleichbaren und nachvollziehbaren Ergebnissen kommen.“

Die meisten Erfassungseinheiten werden auf der Grundlage von standortkundlichen und pflanzensoziologischen Gesichtspunkten differenziert und definiert, orientiert an den beschränkten Möglichkeiten dieser Kartierung. Aus vegetationskundlicher Sicht ist die vorgenommene Einteilung oft sehr grob. Eine Kartierung von Pflanzengesellschaften (Assoziationen, Subassoziationen etc.) würde jedoch Vegetationsaufnahmen und -tabellen erfordern und somit zu einem Vielfachen an Zeitaufwand führen.

Die Erfassung von Tierarten muss sich im Rahmen dieser Kartierung i. d. R. auf Zufallsfunde beschränken. Die faunistische Bewertung der Gebiete beruht weitgehend auf den Daten, die innerhalb des Programms zur Erfassung von Tierarten in Niedersachsen gesammelt und ausgewertet werden. [...] Von diesen Flächen übernimmt die Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche diejenigen, die die Voraussetzungen für die Ausweisung als Naturschutzgebiet oder flächenhaftes Naturdenkmal erfüllen [...].

Neben den biowissenschaftlichen bzw. ökologischen Erfassungseinheiten sind acht geowissenschaftliche Erfassungseinheiten vorgesehen, die nach geologischen Kriterien typisiert und bewertet werden. Sie wurden in Zusammenarbeit mit dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung erarbeitet [...].

Bei der Beurteilung der Schutzwürdigkeit von Gebieten sind u. a. folgende Bewertungskriterien von Bedeutung:

- Natürlichkeit: Bereiche mit nur geringer Beeinflussung durch menschliche Nutzungen sind grundsätzlich schutzwürdig (z. B. große Teile des Wattenmeeres). Sehr stark vom Menschen geprägte Lebensräume werden i. d. R. nicht berücksichtigt (z. B. Gärten oder intensiv genutzte Äcker und Fettweiden).
- Seltenheit, Gefährdung: Von Natur aus oder infolge menschlicher Einflüsse seltene Ökosystemtypen sowie Lebensräume seltener und gefährdeter Arten sind besonders schutzbedürftig.
- Vielfalt: Schutzwürdige Bereiche sollten eine möglichst große Zahl der für den jeweiligen Ökosystemtyp charakteristischen Arten und Biotopstrukturen aufweisen. Eine anthropogene Arten- und Strukturverarmung (z. B.

durch Düngung von Grünland, restlose Beseitigung von Alt- und Totholz bei der Verjüngung von Waldbeständen) ist wertmindernd.

- Eigenart, Repräsentanz: In jedem Naturraum sollten die Lebensräume in repräsentativer Auswahl gesichert werden, die für seine Natur- und extensiv genutzte Kulturlandschaft kennzeichnend sind (z. B. die standortgemäßen Waldgesellschaften, Nutzungsformen wie Heiden oder Mittelwälder), die seine geologische, klimatische und kulturhistorische Eigenart zum Ausdruck bringen.“

Das Prinzip der selektiven Auswahl schutzwürdiger Bereiche wird in Tab. 27 verdeutlicht. Es galt in ähnlicher Form bereits im ersten Durchgang der Erfassung. Neuerungen gegenüber dem ersten Durchgang waren (ebd.: 7, etwas verändert):

- Änderungen von Erfassungseinheiten: Die Zahl der Erfassungseinheiten wurde durch Zusammenfassung oder Aufgabe wenig praktikabler Einheiten (z. B. Waldrand, Unterwasservegetation, Wasserrinne, Binnendünen) von 83 auf 63 reduziert. Zu den entfallenen Typen zählte auch der Komplex "Talniederung". Derartige Bereiche sollten nun differenziert nach den auftretenden Lebensräumen (Fließgewässer, Feuchtgrünland usw.) aufgenommen werden, um eine bessere typbezogene Auswertung zu ermöglichen. Das gleiche galt sinngemäß für andere Einheiten, z. B. „Abbaufäche, nass“ und „Abbaufäche, trocken“. Es sollte keine inhaltlichen Überschneidungen zwischen verschiedenen Erfassungseinheiten mehr geben. Die Erfassungseinheiten der Stillgewässer wurden primär nach der Trophie gegliedert (nährstoffarme und nährstoffreiche Stillgewässer) und erst an zweiter Stelle nach ihrer Entstehung unterteilt. Einige Erfassungseinheiten wurden aufgeteilt, um genauere Informationen über die Verbreitung bestimmter Biototypen zu erhalten. So wurde die Einheit „Auewald“ aufgegliedert in „Weiden-Auewald“, „Eichen-Mischwald der Flussauen“ und „Erlen-Eschenwald der Auen und Moorniederungen“. Einzelne Erfassungseinheiten wurden völlig neu eingeführt, z. B. Ruderalfluren oder artenreiche Wiesen mittlerer Standorte („Mesophiles Grünland“). Diese Änderungen sollten sich später bei der Auswertung für die Ableitung der FFH-Lebensraumtypen bewähren.

- Änderungen der Bewertungsmaßstäbe: Dies betraf vor allem die Wälder auf „Normalstandorten“ des Berg- und Hügellandes, die im ersten Durchgang unzureichend berücksichtigt wurden. Naturnahe Waldbestände erhielten generell einen höheren Stellenwert bei der Kartierung.
- Genauere Kennzeichnung der Erfassungseinheiten: Eine genauere Beschreibung der Erfassungseinheiten sowie gezielte Bearbeitungshinweise (z. B. Einstufung von Übergangsformen) sollten eine möglichst einheitliche und zweifelsfreie Anwendung durch die Kartierer gewährleisten.
- Einführung neuer Erfassungsbögen für die Feldarbeit: Die Aufnahme der Biotope wurde durch die Verwendung von „Geländebögen“, die als Checklisten konzipiert und überwiegend durch Ankreuzen auszufüllen waren, standardisiert. Auf der Vorderseite wurden die Eigenschaften der Gebiete abgefragt (Standort, Nutzung, biotische und abiotische Biotopstrukturen, Pflanzengesellschaften u. a.), auf der Rückseite konnten die vorkommenden Pflanzenarten markiert werden. Diese Bögen sollten „eine möglichst rationelle, umfassende und einheitliche Datenerhebung durch die Kartierer ermöglichen.“

Im Rahmen dieses Kartierungsdurchgangs wurden weiterhin ausschließlich „aus landesweiter Sicht für den Naturschutz wertvolle Bereiche“ kartiert. Sie sollten in der Regel die Voraussetzungen zur Ausweisung als Naturschutzgebiet oder flächenhaftes Naturdenkmal erfüllen. Wertbestimmende Gesichtspunkte waren vor allem Naturnähe, Artenvielfalt, Vorkommen seltener bzw. gefährdeter Arten oder Ökosystemtypen und eine gewisse (typspezifische) Mindestgröße. Bei Vergesellschaftung verschiedener Typen konnten auch Bestände, die für sich betrachtet unter der jeweiligen Mindestgröße liegen, als schutzwürdig eingestuft werden. Die Schutzwürdigkeit musste zum Zeitpunkt der Kartierung erkennbar bzw. durch verlässliche Quellen belegt sein. Entwicklungsfähige Bereiche (z. B. Steinbrüche, Baggerseen), die noch keine Vorkommen schutzwürdiger Vegetationsbestände oder gefährdeter Tierarten aufwiesen, wurden nicht berücksichtigt.

Tab. 27: Selektionsprinzip bei der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“

1. naturnaher oder halbnatürlicher Biototyp? z. B. Hochmoore, Buchenwälder, naturnahe Bachläufe, Salzwiesen, Heiden, Extensivgrünland	ja →	1.1 biotopspezifische Mindestgröße und Mindestqualität erreicht?	ja →	aus landesweiter Sicht schutzwürdiger Bereich (aufnehmen)
nein ↓		nein ↓		
2. funktional bedeutsamer Teil eines Komplexes aus Biotopen, die Kriterium 1.1 erfüllen?	ja →		ja →	
nein ↓				
3. landesweite Bedeutung aufgrund des Vorkommens gefährdeter Arten?	ja →	3.1 flächenhaft ausgeprägtes Habitat mit naturnahen Strukturen oder Dauergrünland?	ja →	
nein ↓		nein ↓ z. B. Wegrand, Graben 6.		
4. landesweite geowissenschaftliche Bedeutung?	ja →	4.1 flächige Ausprägung, natürliche Geomorphologie	ja →	
nein ↓		nein ↓ z. B. Aufschluss in Steinbruch		
5. lokal bedeutsamer Bereich oder Bereich ohne Bedeutung (nicht aufnehmen)		6. Bereich/Objekt mit landesweiter sektoraler Bedeutung für den Artenschutz oder die Geowissenschaften (nicht aufnehmen)		



Nach den Daten des Tierarten-Erfassungsprogramms für die Fauna wertvolle Bereiche wurden im Gelände unter Berücksichtigung der Lebensraumsprüche der jeweiligen Tierarten überprüft. Wenn geeignete Habitats mit NSG- oder ND-Eignung festgestellt wurden, wurden diese Flächen – ggf. mit veränderter Abgrenzung – übernommen. Die Bewertung fragwürdiger Gebiete mit geringer Naturnähe (z. B. Intensivgrünland, begradigte Bäche) wurden nach der Kartierung mit den Kollegen des „Tierartenschutzes“ abgestimmt und meist nur bei sehr guten Daten zu überdurchschnittlich bedeutsamen Vorkommen gefährdeter Arten übernommen. Ähnlich wurde auch bei Vorgaben aus dem Pflanzenarten-Erfassungsprogramm verfahren, wenn die gemeldeten Arten nicht bestätigt werden konnten oder es sich z. B. um Restvorkommen in Randstrukturen intensivierter Flächen handelte.

Die geowissenschaftlich bedeutsamen Bereiche wurden weiterhin auf der Grundlage von Vorgaben des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung erfasst. Die Kartierer beurteilten aufgrund des aktuellen Zustands dieser Bereiche die Eignung zur Ausweisung als Naturschutzgebiet oder flächenhaftes Naturdenkmal. Punktuelle Objekte wie künstliche Aufschlüsse oder Findlinge wurden daher meist nicht übernommen. Allerdings ergaben sich zunehmende Zweifel am Sinn dieser Erfassungseinheiten, da die fachlichen Vorgaben unvollständig bzw. willkürlich erschienen. Von Kartierern wurde kritisiert, dass künstliche Aufschlüsse offenbar häufiger aufgeführt wurden als natürliche Geotope und dass geomorphologische Besonderheiten in ausgewiesenen Vorranggebieten für Rohstoffsicherung anscheinend i. d. R. nicht als geowissenschaftlich bedeutsam eingestuft waren (betraf z. B. Gipskarstgebiete).

Die für den Naturschutz wertvollen Bereiche wurden wie im ersten Durchgang in einem Kartenwerk im Maßstab 1 : 50.000 dargestellt. Die Abgrenzungen umfassten nur die schutzwürdigen Kernbereiche (ohne Pufferzonen). Kleinere nicht schutzwürdige Teilflächen innerhalb schutzwürdiger Komplexe wurden integriert, jedoch bei der Flächenberechnung abgezogen. Dafür wurde das Prinzip der Nettofläche beibehalten: Bilanziert wurde jeweils nicht die in der Karte dargestellte Gesamtfläche (Bruttofläche), sondern nur der Flächenanteil mit den in der Kartieranleitung vorgegebenen Biototypen. Wenn ein Bereich aus mehreren Typen bestand (nun maximal sechs statt vier im ersten Durchgang), so mussten ihre Flächenanteile im Gelände so genau wie möglich geschätzt werden. Auf diese Weise wurden trotz maßstabsbedingt ungenauer Abgrenzungen größerer Biotopkomplexe relativ genaue Flächenbilanzen für die einzelnen Biototypen möglich, die später auch eine brauchbare Basis für die Auswahl und Meldung der FFH-Gebiete darstellten.

Das Prinzip der Codierung der Typen mit sinnfälligen zweistelligen Buchstabencodes wurde aus dem ersten Durchgang übernommen. Die Buchstaben sollten einen inhaltlichen Bezug zum Typ haben, damit die Kartierer sie sich besser einprägen konnten (z. B. GF = Grünland, feucht, SE = Stillgewässer, eutroph). Dieses Prinzip bewährt sich bis heute. Zusätzlich wurden auch die in der Kartieranleitung mit Kleinbuchstaben gekennzeichneten Untertypen angegeben, um genauere Auswertungen zu ermöglichen (allerdings ohne gesonderte Flächenangaben).

Erfassungseinheiten, die nur fragmentarisch bzw. mit einem Anteil unter 1 % vorkamen, konnten weiterhin als Nebencodes ohne Flächenangabe eingetragen werden. Nachteilig war, dass dies – trotz strengerer Vorgaben als im ersten Durchgang – teilweise immer noch zu großzügig gehandhabt wurde, so dass bei von Natur aus eher kleinflächigen Biotopen (z. B. Felsen) später doch Probleme bei den Flächenbilanzen auftraten.

Nachdem die ersten Kartenblätter in Südniedersachsen kartiert worden waren, wurden die Daten bereits für die Festlegung von „Vorranggebieten für Natur und Landschaft“ in regionalen Raumordnungsprogrammen herangezogen. Dabei kam es zu erheblichen Konflikten mit der Forstverwaltung, weil die – gegenüber dem ersten Kartierungsdurchgang – stark erweiterte Aufnahme von Wäldern Grundlage für den Vorschlag großer Vorrangflächen in Waldgebieten war. Dies führte zur vorübergehenden Einstellung der Kartierung und zum Auftrag des zuständigen Ministeriums, die Kartieranleitung in Zusammenarbeit mit dem Forstplanungsamt zu überarbeiten sowie künftig bei der Kartierung die Forstämter zu beteiligen. Warum nicht schon vor Beginn der Kartierung eine Abstimmung mit der Forstverwaltung erfolgte, ist aus heutiger Sicht schwer nachvollziehbar.

Hauptkritikpunkte waren die starke Fokussierung auf Altholzbestände sowie die aus Sicht der Forstverwaltung zu undifferenzierte Erfassung von Eichenwäldern. Diese Kritik kulminierte in einer Abhandlung von KASTL et al. (1986), die zusammenfassend formulierten: „Die ‚Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen‘ (v. DRACHENFELS & MEY 1985) ist aus den vorgenannten Gründen für Waldökosysteme nicht anwendbar.“

Die von forstlicher Seite kritisierte Bevorzugung von Altholzbeständen wurde durch den selektiven Kartierungsansatz begründet. Es sollten – v. a. bei den großflächigen Buchen- und Eichenwäldern – diejenigen Bestände ermittelt werden, die besonders schutzwürdig waren. Aufgrund der großen Bedeutung von Alt- und Totholz für die Artenvielfalt und der besonderen Gefährdung dieser Strukturen durch Endnutzungen sollten Naturschutzgebiete vorrangig in Altholz geprägten Beständen ausgewiesen werden. In der Folge der Diskussionen wurden die Formulierungen in der Kartieranleitung etwas weiter gefasst und das Adjektiv „schutzwürdig“ weitgehend vermieden, wie Tab. 28 am Beispiel des mesophilen Buchenwalds belegt.

Parallel zur Fortführung der Kartierung erfolgte die verstärkte Ausweisung von Naturwaldreservaten und Naturschutzgebieten im Wald, später auch die systematische Ausweisung von Waldschutzgebieten im Rahmen des LÖWE<sup>10)</sup>-Programms der Landesregierung. Dafür war die selektive Erfassung naturnaher Altholzbestände eine gute Grundlage. Für die spätere Umsetzung der FFH-Richtlinie wäre allerdings die vollständige Berücksichtigung der bei den Buchenwäldern flächenmäßig bei weitem vorherrschenden jüngeren Bestände von Vorteil gewesen.

Die Eichenwälder wurden in der Folge stärker nach standortbezogenen Untertypen untergliedert. Die

<sup>10)</sup> Langfristige Ökologische Waldentwicklung

Tab. 28: Wertbestimmende Gesichtspunkte für die Erfassung mesophiler Buchenwälder im zweiten Kartierungsdurchgang der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS & MEY 1985, 1990)

Kartieranleitung 2. Fassung 1985	Kartieranleitung 3. Fassung 1990
<p>„Grundsätzlich schutzwürdig sind naturnahe ältere Baumholzbestände (max. Stammdurchmesser in Brusthöhe mindestens 40-50 cm) ab ca. 10 ha Größe. [...] Im Berg- und Hügelland werden jüngere Baumholzbestände (max. Stammdurchmesser in Brusthöhe unter 40 cm) ohne Besonderheiten im Regelfall nicht berücksichtigt“.</p>	<p>„Im Rahmen dieser Kartierung erfasst werden naturnahe Bestände mit gut ausgeprägter Krautschicht und erheblichem Anteil alter Bäume (i. d. R. starkes Baumholz*) ab ca. 10-20 ha Größe im Berg- und Hügelland und ab ca. 3-5 ha in den Geestgebieten [...]. Die Berücksichtigung von Beständen ohne Altholzanteil richtet sich nach den regionalen Gegebenheiten und der Ausprägung der übrigen Kriterien.“</p> <p>* Erläuternde Fußnote, S. 28 „[...] Die Ansprache der BHD [Brusthöhendurchmesser, Verf.] ist für die Bewertung kein ausschlaggebendes Kriterium. Sie sind nur Anhaltswerte zur zusätzlichen Beurteilung reifer Waldentwicklungsphasen. Da die BHD nicht nur vom Bestandesalter, sondern in starkem Maße auch von der Standortsgüte abhängen, ist bei ihrer Würdigung der jeweilige Standort zu berücksichtigen“.</p>

Einbeziehung auch nutzungsbedingter Ausprägungen auf Standorten potenziell natürlicher Buchenwälder wurde nach langen Diskussionen fortgesetzt, aber stärker eingegrenzt: „Nutzungsbedingte Eichenmischwälder werden im Rahmen dieser Kartierung erfasst, wenn es sich um gut erhaltene Überreste alter Nieder-, Mittel- oder (Schneitel-) Hutewälder handelt [...]. Sofern es sich um weitgehend in Hochwald überführte Bestände alter Nutzungsformen oder um Hochwälder handelt, werden diese bei sehr artenreicher Krautschicht (auf Kalk), hoher Strukturvielfalt und/oder bei besonders altem Baumbestand [...] berücksichtigt [...]“ (v. DRACHENFELS & MEY 1991: 38).

Im Ergebnis führte dieser Konflikt zu einer qualitativen Verbesserung der Kartierung durch genauere Ansprache und Bewertung der Waldtypen. Es war ein großer Erfolg für den Naturschutz, dass – nach harten Verhandlungen – die vollständige Einbeziehung der Wälder in die Kartierung (anders als z. B. in Bayern) weiterhin möglich war.

Dieser Kartierungsdurchgang war auf 10 Jahre angelegt, dauerte aber schließlich 21 Jahre. Die Aufbereitung und Analyse der umfangreichen Daten konnte bis heute nicht abgeschlossen werden. Diese Verzögerung hatte im Wesentlichen zwei Gründe:

- Die fachlichen Ansprüche an die Vollständigkeit und Richtigkeit der Ergebnisse stiegen im Laufe der Kartierung. So wurden auch in zunehmendem Maße Luftbilder ausgewertet, um wertvolle Biotope auch in unübersichtlichen oder von den Vorinformationsquellen wenig berücksichtigten Gebieten aufzufinden und richtig abzugrenzen. Dadurch erhöhte sich die Bearbeitungszeit pro Kartenblatt.
- Der Hauptgrund war aber, dass die ohnehin geringe personelle und finanzielle Ausstattung aufgrund zunehmender Aufgaben für die angestellten Kartierer und Betreuer immer weniger ausreichte, um den anfänglichen Kartierungsfortschritt von bis zu acht Kartenblättern pro Jahr fortzuführen. Dieses Defizit erreichte seinen Höhepunkt, als die Arbeiten zur Umsetzung der FFH-Richtlinie begannen. Die Kombination aus Personalabbau und einer neuen, sehr anspruchsvollen Aufgabe brachte die Kartierung fast zum Erliegen, obwohl die Daten für die Auswahl von FFH-Gebieten dringend benötigt wurden. Zu Verzögerungen führten auch zwei Organisationsänderungen: Einbeziehung der Fachbehörde

für Naturschutz in das neu gegründete Landesamt für Ökologie (NLÖ) im Jahre 1992, Auflösung des NLÖ und Eingliederung der Fachbehörde für Naturschutz in den Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) zum 01.01.2005.

Im Hinblick auf die Einheitlichkeit der Daten erfolgte die Kartierung bis zum Schluss auf der Grundlage der o.g. Kartieranleitung von 1991. Lediglich die spezifischen Küstenbiotope wurden nach dem zwischenzeitig entwickelten, stärker differenzierten „Kartierschlüssel für Biototypen in Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS, Stand von 1994, vgl. 5.7) erfasst.

Eine genaue Analyse der Ergebnisse des 2. Kartierungsdurchgangs ist nicht Gegenstand dieser Arbeit. Aufgrund der vorläufigen, noch nicht überprüften Flächensummen für die erfassten Biototypen sollen aber die methodischen Unterschiede der beiden Kartierungsdurchgänge noch mal beleuchtet werden (Zahlen des ersten Durchgangs nach v. DRACHENFELS et al. 1984):

**Wälder** (s. Tab. 29): Die Wälder wurden im zweiten Durchgang stärker berücksichtigt, indem Laubwälder nach Kartenbild, Luftbild und forstlichen Karten systematisch untersucht wurden und nicht nur, wenn konkrete Hinweise zu besonderen Wertigkeiten (z. B. Nachweise gefährdeter Arten) vorlagen. Dadurch erhöhte sich die erfasste Fläche um 49 %, während die Zahl der abgegrenzten Gebiete bei einzelnen Waldtypen sogar um mehrere 100 % anstieg. Dies ist zum einen durch die größere Zahl erfasster Bereiche, zum anderen durch deren genauere Abgrenzung bedingt (Unterteilung zusammenhängender Komplexe, um eine genauere Beschreibung und Flächenbilanz der Biototypen zu ermöglichen). Auffallend ist die deutlich kleiner gewordene Gesamtfläche der Schluchtwälder, trotz eines Anstiegs der Flächenzahl auf das fast Sechsfache. Ursache ist die genauere Schätzung der Flächengrößen, die bei diesem von Natur aus sehr kleinflächig an Steilhängen auftretenden Waldtyp zu deutlich geringeren Flächenangaben führte. Bei den anderen Waldtypen ist u. a. auch aus diesem Grund der Zuwachs an Fläche deutlich geringer als die Zunahme der erfassten Gebiete. Die Zahl der Erfassungseinheiten erhöhte sich bei den im weiteren Sinne naturnahen Wäldern von acht auf zwölf. Außerdem

Tab. 29: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 1: Naturnahe Waldbiotope

Biotopkartierung Niedersachsen	1. Durchgang		2. Durchgang		ha +/- %
	Anzahl	ha	Anzahl	ha	
<b>Biotoptypen der naturnahen Wälder</b>					
Erlen-Eschenwald der Auen und Quellbereiche (WE)			1674	5646	
Weiden-Auwald (Weichholzaue) (WW)			161	215	
Eichen-Mischwald der Flussauen (Hartholzaue) (WH)			170	883	
Auewald (WA)	300	4695			
<b>Auwald insgesamt</b>	<b>300</b>	<b>4695</b>		<b>6744</b>	<b>+ 43,6 %</b>
Erlen-Bruchwald (WA)			1571	4844	
Birken- und Kiefern-Bruchwald (WB)			1058	4958	
Bruchwald (WB)	462	5748			
<b>Bruchwald insgesamt</b>	<b>462</b>	<b>5748</b>		<b>9802</b>	<b>+ 70,5 %</b>
Mesophiler Buchenwald (WM)			726	14322	
Mesophiler Eichen-Mischwald (WC)			1300	16257	
Wald, mesophil (WM)	427	16594			
Wald auf Kalk (WK) *	133	5648			
<b>Mesophiler Laubwald insgesamt</b>		<b>22242</b>		<b>30580</b>	<b>+ 37,5 %</b>
<b>Wärmeliebender Wald (WW) / Kalktrockenghangwald (WT)</b>	<b>19</b>	<b>160</b>	<b>162</b>	<b>517</b>	<b>**</b>
<b>Felsiger Schatthang-, Schutt- und Schluchtwald (WS)</b>	<b>15</b>	<b>262</b>	<b>57</b>	<b>187</b>	<b>- 40,1 %</b>
Bodensaurer Buchenwald (WL)			608	6775	
Bodensaurer Eichen-Mischwald (WQ)			1320	6358	
Wald, bodensauer (WL)	521	7459			
<b>Bodensaurer Laubwald insgesamt</b>	<b>521</b>	<b>7459</b>		<b>13133</b>	<b>+ 75,3 %</b>
<b>Nadelwald (WO) / Fichtenwald (WF)</b>	<b>7</b>	<b>1323</b>	<b>25</b>	<b>1530</b>	<b>+ 15,6 %</b>
<b>Summe Wälder</b>		<b>41889</b>		<b>62494</b>	<b>+ 49,1 %</b>

\* WK umfasste überwiegend Wälder, die im zweiten Durchgang unter WC und WM erfasst wurden. Ein kleinerer Teil waren Orchideen-Buchenwälder, die im zweiten Durchgang dem Typ WT zugeordnet wurden.  
\*\* Flächenvergleich zwischen WW des ersten und WT des zweiten Durchgangs nicht sinnvoll, da zusätzlich Überschneidung mit WK.

wurden zahlreiche Untertypen unterschieden (s. v. DRACHENFELS & MEY 1991), deren Anteile aber in Komplexen aus mehreren Untertypen nicht quantifiziert wurden und somit nicht exakt auswertbar sind (dies gilt auch für die Biotoptypen der anderen Obergruppen).

**Gewässer** (s. Tab. 30): Bei den Gewässern zeigt sich derselbe Effekt wie bei den Schluchtwäldern. Trotz starken Anstiegs der erfassten Vorkommen hat die ermittelte Fläche um 24 % abgenommen, bei den Bächen und Gräben sogar um 60 %. Hauptgrund ist, dass im ersten Durchgang aufgrund ungenauerer Vorgaben in der Flächengröße der Gewässer mehr oder weniger große Anteile angrenzender Flächen enthalten waren, während diese im zweiten Durchgang entweder anderen Biotoptypen zugewiesen oder (falls keine schutzwürdige Kernfläche) nicht in die angegebene Nettofläche einbezogen wurden. Die Flächen der Quellen sind nicht vergleichbar, da die betreffende Erfassungseinheit im ersten Durchgang mit „Quellgebiet“ bezeichnet und daher eher als Biotopkomplex aufgefasst wurde.

Die Stillgewässer wurden im zweiten Durchgang primär nach Trophie und erst auf der hier nicht dargestellten Ebene der Untertypen nach ihrer Entstehung (z. B. Altwasser, Abgrabungsgewässer) gegliedert, da die Nährstoffversorgung für die Habitatfunktion und

die Bewertung wichtiger erschien als die oft schwer zu beurteilende Art der Entstehung.

**Moore und Sümpfe** (s. Tab. 31): Bei dieser Obergruppe ergibt sich ein uneinheitliches Bild, das ohne die noch ausstehende genauere Analyse der Daten nicht abschließend zu erklären ist. Bei den Hochmooren sind die Verschiebungen zwischen den Typen bei fast identischer Gesamtfläche wahrscheinlich v. a. auf die kritischeren und z. T. abweichenden Definitionen der Einheiten MH und MT sowie die genauere Typisierung von Moorkomplexen im zweiten Durchgang zu erklären. Der Anteil von MZ hat sich dadurch zu Lasten von MH und MT stark erhöht. Erstaunlich ist die Zunahme der Einheit „Niedermoor/Sumpf“ um mehr als das Vierfache ihrer Fläche, während die Zunahme der erfassten Bestände um mehr als das zehnfache durch die grundsätzlich genauere Erfassung (z. B. durch Auflösung der früheren Einheit „Talniederung“) weniger überrascht. Die Ursachen können ohne genauere Überprüfung der Daten nicht vollständig erklärt werden. Erste Auswertungen deuten aber darauf hin, dass die Zunahme u. a. durch die Kartierung großflächiger Schilf-Landröhrichte auf neu entstandenen Sekundärstandorten (v. a. Spülflächen im Küstenbereich) bedingt ist. An diesem Beispiel wird deutlich, dass ein so weit gefasster Biototyp (NS) die Interpretation von Kartierungsergebnissen erschwert. Die Fläche der nährstoffarmen

Tab. 30: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 2: Naturnahe Gewässerbiotope

Biotopkartierung Niedersachsen	1. Durchgang		2. Durchgang		ha +/- %
	Anzahl	ha	Anzahl	ha	
<b>Biotoptypen der naturnahen Gewässer</b>					
Quelle (FQ)	67	305	1106	4	- 98,7 %
Bach (FB)			893	791	
Graben/Kanal (FG)			188	325	
Bachlauf/Graben (FB)	392	2796			
<b>Bäche und Gräben insgesamt</b>	<b>392</b>	<b>2796</b>		<b>1116</b>	<b>- 60,1 %</b>
Flusslauf / Fluss (FF)	54	1205	159	2150	+ 78,4 %
Flusswatt (FW)	16	1950	37	2171	+ 11,3 %
<b>Fließgewässer insgesamt</b>		<b>6256</b>		<b>5441</b>	<b>- 13,0 %</b>
Altwasser (FA)	248	2081			
Großes natürliches Stillgewässer (SG, SM)	111	2899			
Kleines natürliches Stillgewässer (SK)	314	398			
Nasse Abbaufäche (SN)	339	1928			
Staugewässer (ST)	269	2765			
Nährstoffarmes Stillgewässer (SO)			776	1247	
Nährstoffreiches Stillgewässer (SE)			2850	5689	
<b>Stillgewässer insgesamt</b>		<b>10071</b>		<b>6936</b>	<b>- 31,1 %</b>
<b>Summe Gewässer</b>		<b>16327</b>		<b>12377</b>	<b>- 24,2 %</b>

Tab. 31: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 3: Naturnahe Moor- und Sumpfbiotope

Biotopkartierung Niedersachsen	1. Durchgang		2. Durchgang		ha +/- %
	Anzahl	ha	Anzahl	ha	
<b>Biotoptypen der naturnahen Moore und Sümpfe</b>					
Naturnahes Hochmoor (MH)	163	2305	478	1238	- 46,3 %
Torfmoos-Schwingrasen (MT)	182	3762	674	1425	- 62,1 %
Moorheide (MZ)	176	5484	1000	9674	+ 76,4 %
Pfeifengras-Degenerationsstadien (MP)	260	12866	670	12282	- 4,5 %
Abtragungs-Hochmoor der Küste (MK)			1	12	
<b>Hochmoore insgesamt</b>		<b>24417</b>		<b>24631</b>	<b>+ 0,9 %</b>
<b>Niedermoor/Sumpf (NS)</b>	<b>306</b>	<b>2334</b>	<b>4109</b>	<b>12676</b>	<b>+ 443,1 %</b>
Uferstaudenflur (NU)			142	540	
Pioniervegetation (wechsel-)nasser Standorte (NP)			238	495	
<b>Salzvegetation des Binnenlandes (VZ / NH)</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>17</b>	<b>12</b>	<b>+ 33,3 %</b>
<b>Summe Moore, Sümpfe</b>		<b>26760</b>		<b>38354</b>	<b>+ 43,3 %</b>

Kleinseggenriede, die ebenfalls zu dieser Erfassungseinheit gehörten, hat in diesem Zeitraum zweifellos dramatisch abgenommen. Insgesamt ergibt sich bei den Mooren und Sümpfen ein Zuwachs der erfassten Fläche von 43 %.

**Grünland** (s. Tab. 32): Die unterschiedlichen Ergebnisse beim Grünland sind überwiegend methodisch bedingt. In welchem Umfang die um 25 % geringere Feuchtgrünlandfläche durch den zweifellos erheblichen Rückgang dieses Biototyps oder aber auch durch die kritischere Definition in Verbindung mit der Einführung der neuen Erfassungseinheit GM zu erklären ist, wird sich nicht aufklären lassen. Genaue Flächenvergleiche scheitern schon daran, dass erhebliche Grünlandflächen im ersten Durchgang dem Komplextyp TN zugeordnet wurden. Die Flächen der neuen Einheit

GM sind für den Gesamtzuwachs beim Grünland von 39 % maßgeblich. Auch wenn ein Teil dieser Flächen bereits zuvor (meist als GF oder TN) erfasst worden war, kam es doch – besonders im Bergland – zu erheblichen Neuaufnahmen. Dies betrifft auch die vollständige Berücksichtigung der Bergwiesen im Harz (Zuwachs um 123 %).

**Heiden, Magerrasen, Felsbiotope** (S. Tab. 33): Der deutliche Zuwachs bei den Heiden und die Verdoppelung der Flächen bodensaurer Magerrasen liegen vor allem an der vollständigeren Erfassung auch kleinerer Vorkommen (starke Erhöhung der Gebietszahlen) sowie an der umfassenderen Berücksichtigung der Truppenübungsplätze, in denen die meisten großen Flächen liegen. Die tatsächlichen Flächenverluste – v. a. bei den Magerrasen, weniger bei den überwiegend

Tab. 32: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 4: Grünland

Biotopkartierung Niedersachsen	1. Durchgang		2. Durchgang		ha +/- %
	Anzahl	ha	Anzahl	ha	
<b>Biotoptypen des artenreichen Grünlands</b>					
Feuchtgrünland (GF)	396	20860	2590	15625	- 25,1 %
Mesophiles Grünland (GM)			1475	13115	
Montane Wiese (GT)	11	296	70	661	+ 123,3 %
Talniederung (TN) [nur teilweise Grünland]	280	25595			
<b>Summe Grünland</b>		<b>46751</b>		<b>29401</b>	<b>- 37,1 %</b>
Summe ohne TN		21156		29401	+ 39,0 %

Tab. 33: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 5: Magerrasen, Heiden, Felsbiotope

Biotopkartierung Niedersachsen	1. Durchgang		2. Durchgang		ha +/- %
	Anzahl	ha	Anzahl	ha	
<b>Biotoptypen der Magerrasen, Heiden und Felsbiotope</b>					
<b>Calluna-Heide (HC)</b>	<b>238</b>	<b>9611</b>	<b>561</b>	<b>11793</b>	<b>+ 22,7 %</b>
Borstgras-Rasen (RN)			321	707	
Sandtrockenrasen (RS)			538	1491	
Bodensaurer Magerrasen (RA)	110	1048			
<b>Bodensaurer Magerrasen insgesamt</b>	<b>110</b>	<b>1048</b>		<b>2198</b>	<b>+109,7 %</b>
Halbtrockenrasen (RH)	145	767	336	392	
Steppenrasen (RK)			15	16	
<b>Kalkmagerrasen insgesamt</b>	<b>145</b>	<b>767</b>		<b>408</b>	<b>- 46,8 %</b>
<b>Schwermetall-Rasen (VM / RM)</b>	<b>10</b>	<b>44</b>	<b>35</b>	<b>78</b>	<b>+ 77,3 %</b>
Kalk-Felsflur (RF)			71	18	
Silikat-Felsflur (RB)			25	45	
Felsvegetation und Bergschuttflur (VF)	22	103			
<b>Felsfluren insgesamt</b>	<b>22</b>	<b>103</b>		<b>63</b>	<b>- 39,0 %</b>
Abbaufläche, trocken (SB) [nur zT. Magerrasen]	78	390			
<b>Summe Trocken- und Magerbiotope</b>		<b>11963</b>		<b>14539</b>	<b>+ 21,5 %</b>

gut gepflegten Heiden – werden dadurch überdeckt. Der starke Flächenrückgang bei den Kalkmagerrasen ist einerseits durch die genauere Flächenbilanzierung, andererseits durch tatsächliche Flächenverluste infolge Sukzession zu erklären. Der Flächenanteil der hier nicht aufgeführten Trockengebüsche (BT) hat sich gegenüber dem ersten Durchgang mehr als verdoppelt.

Die Flächenzuwächse bei den Schwermetallrasen erklären sich durch die vollständigere Erfassung. Die geringere Fläche der Felsbiotope liegt dagegen (wie bei den Schluchtwäldern) an der genaueren Bilanzierung der verschiedenen Biotoptypen in den Felskomplexen.

**Salzwiesen und Küstendünen** (s. Tab. 34): Da die vegetationslosen Wattflächen sowie die Sublitoralbereiche im ersten Durchgang sehr unvollständig erfasst wurden, werden bei den Küstenbiotopen nur die Salzwiesen (im weitesten Sinne) und Küstendünen verglichen. Da diese im zweiten Durchgang erst am Ende kartiert wurden, kam bereits der deutlich umfassendere „Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen“ (Version von 1994) zum Einsatz. Dadurch erhöhte sich die Zahl der Erfassungseinheiten von 3 auf 30. Für die Bewertung von Dünen, Dünentälern und Salzwiesen

ist eine detailliertere Typisierung unerlässlich, da sich die verschiedenen Ausprägungen hinsichtlich Verbreitung und Bestandsentwicklung erheblich unterscheiden. Die Analyse dieser Einheiten bleibt späteren Auswertungen vorbehalten.

Der deutliche Flächenzuwachs ist vorwiegend auf die vollständigere Erfassung zurückzuführen. Im ersten Durchgang wurden vielfach nur willkürlich erscheinende oder durch die Abgrenzung bestehender Naturschutzgebiete bedingte Ausschnitte der Küste erfasst – insbesondere bei den Dünengebieten auf den Inseln. Es hat allerdings auch Flächenzuwächse durch Entwicklung neuer Salzwiesen und Dünengebiete aus früheren Wattflächen und Sandbänken gegeben.

**Sonstige Biotope mit Bedeutung für den Artenschutz** (s. Tab. 35): Im zweiten Durchgang hat sich der Anteil der nachrichtlich aufgrund von Daten der Tier- und Pflanzenarten-Erfassungsprogramme übernommenen Bereiche erheblich erhöht, da inzwischen eine sehr viel größere Zahl an Daten vorlag und aus Artenschutzsicht systematisch bewertet worden war. Um bei diesen Flächen zumindest eine grobe Auswertung nach Biotoptypen vornehmen zu können, wurden die im ersten Durchgang pauschal als PG oder TG erfassten Bereiche im zweiten Durchgang nach den verschiedenen

Tab. 34: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 6: Küstenbiotope

Biotopkartierung Niedersachsen	1. Durchgang		2. Durchgang		ha +/- %
	Anzahl	ha	Anzahl	ha	
<b>Biotoptypen der Küstendünen und Salzwiesen</b>					
Salzwiesen i.w.S., inkl. Quellerwatt	38	7905	>60	11400	+ 44,2 %
Küstendünen insgesamt	29	1645	>90	3434	+ 108,8 %
Feuchte Dünentäler insgesamt	19	336	>37	477	+ 42,0 %
<b>Summe Salzmarsch und Küstendünen</b>		<b>9886</b>		<b>15311</b>	<b>+ 54,9 %</b>

Tab. 35: Vorläufiger Vergleich der Kartierungsergebnisse der beiden Durchgänge der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ – Teil 7: Sonstige Biotope mit Bedeutung für den Artenschutz

Biotopkartierung Niedersachsen	1. Durchgang		2. Durchgang		ha +/- %
	Anzahl	ha	Anzahl	ha	
<b>Sonstige Biotope mit Bedeutung für den Artenschutz</b>					
Sonstiger Biotop gefährd. Pflanzenarten (PG)	173	900			
Sonstiger Biotop gefährd. Tierarten (TG)	498	64909			
Sonstiger Wald... (WY)			1155	19960	
Sonstiges Fließgewässer... (FY)			44	169	
Sonstiges Stillgewässer... (SY)			389	5407	
Sonstiges Hochmoor-Degenerationsstadium... (MY)			42	5310	
Sonstiges Grünland... (GY)			2590	91390	
Sonstiger Trockenbiotop... (RY)			156	1163	
<b>Summe sonstiger Biotope/Artenschutz</b>		<b>65809</b>		<b>123399</b>	<b>+ 87,5 %</b>

Obergruppen der Biotoptypen unterteilt. Dabei handelt es sich i. d. R. um stärker anthropogen veränderte Ausprägungen (z. B. Kiefernforste, Intensivgrünland, Abtorfungsflächen).

Den mit Abstand größten Anteil haben artenarme Grünlandflächen mit avifaunistischer Bedeutung. Ihre Fläche ist größer als die einzelnen Summen der anderen Obergruppen (ohne Watt- und Meeresflächen). Dies verdeutlicht zugleich den starken Rückgang von artenreichem Feuchtgrünland, aus dem diese Wiesen- und Vogelgebiete überwiegend hervorgegangen sind.

Bei den sonstigen Wäldern (WY) ist zu beachten, dass diese nur zum kleineren Teil aufgrund von Vorgaben des Artenschutzes erfasst wurden. Den größten Block bilden Birken- und Kiefernwälder stark entwässerter Moore, die im Komplex mit nasserem Moorwäldern und offenen Moorflächen pauschal als schutzwürdige Sukzessionsstadien eingestuft wurden. Da dies erst während der laufenden Kartierung entschieden wurde, erfolgte die Zuordnung zu WY. Eine weitere Unterkategorie (mit geringem Flächenanteil) bilden Teilflächen von Naturwaldreservaten, die aufgrund früherer Nutzungseinflüsse noch nicht den Kriterien für naturnahe Waldtypen genügen.

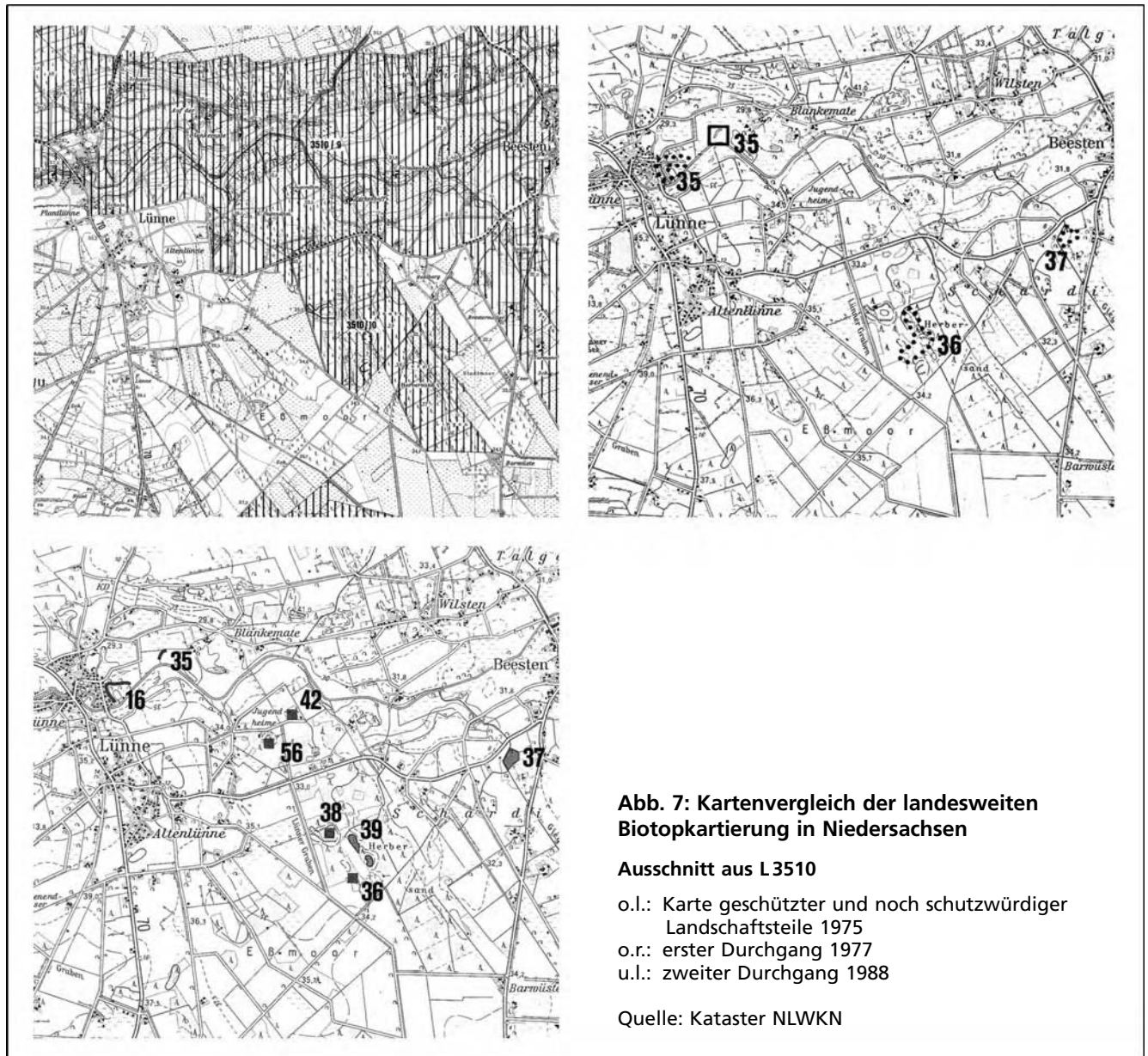
Insgesamt hat sich die Gesamtfläche der terrestrischen und limnischen Biotope von 225.866 ha im ersten Durchgang auf 302.522 ha im zweiten Durchgang erhöht, also um ca. 34 %.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass ein Vergleich der Ergebnisse der beiden Kartierungsdurchgänge kaum Aussagen zu Bestandsveränderungen der erfassten Biotoptypen ermöglicht. Die zweifellos in diesem Zeitraum erfolgten Flächenverluste wurden durch die vollständige Kartierung der Vorkommen

in der Flächenstatistik teilweise mehr als kompensiert. Bei den starken Flächenrückgängen in den Bilanzen lässt sich ohne genaue Analyse jedes Einzelfalls nicht beurteilen, zu welchem Anteil diese auf Biotopverluste und zu welchem sie auf genauere Flächenangaben zurückzuführen sind.

Der Kartenvergleich in Abb. 7 zeigt den unterschiedlichen Grad der Vollständigkeit und Detaillierung beider Kartierungsdurchgänge sowie den anderen Ansatz der Vorgängermethode. Die „Karte geschützter und noch schutzwürdiger Landschaftsteile und Landschaftsbestandteile in Niedersachsen“ von 1975 stellt in diesem Bereich größere Gebiete dar, die als Landschaftsschutzgebiete vorgeschlagen wurden. Dazu wurden textliche Beschreibungen erstellt. Die zwei Jahre nach Fertigstellung dieser Karte durchgeführte Kartierung des ersten Durchgangs der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ beschränkt sich auf die Aufnahme von vier kleinen Kernflächen (Altarme, Schlatts, Eichenwald). Elf Jahre später wurden diese Biotope immer noch als bedeutsam eingestuft und genauer abgegrenzt. Zusätzlich wurden drei weitere Schlatts mit Gewässer- und Moorbiotopen erfasst.

Es wird deutlich, dass Biotopkartierungen nur dann zum Monitoring von Bestandsentwicklungen geeignet sind, wenn sie auf einer detaillierten Klassifikation mit genauen Vorschriften zu Erfassungskriterien und zur Ermittlung der Flächengrößen beruhen. Dabei ist ein Mindestmaß an Kompatibilität der Erfassungseinheiten und -kriterien bei den verschiedenen Durchgängen erforderlich. Weiterhin dürfen die Kartierungsintervalle nicht zu groß sein, nicht zuletzt um auch eine gewisse personelle Kontinuität bei der Betreuung und Auswertung der Kartierung zu ermöglichen.



**Abb. 7: Kartenvergleich der landesweiten Biotopkartierung in Niedersachsen**

**Ausschnitt aus L 3510**

o.l.: Karte geschützter und noch schutzwürdiger Landschaftsteile 1975

o.r.: erster Durchgang 1977

u.l.: zweiter Durchgang 1988

Quelle: Kataster NLWKN

## 5.4 Flächendeckende Biotopkartierungen

### 5.4.1 Biotopkartierung in der Landschaftsplanung

Die Landschaftsplanung benötigt flächendeckende Aussagen über den Zustand von Natur und Landschaft (s. 4.4). Das beste Instrument zur Erreichung dieses Zieles ist die flächendeckende Biotopkartierung, die jede Fläche des Bearbeitungsgebietes erfasst (BIERHALS 1988). Sie ermittelt alle vorkommenden Biotoptypen sowie ihre räumliche Verteilung und Häufigkeit. Außerdem ermöglicht sie Auswertungen zur Art und Intensität der Flächennutzungen (ebd.). Die von der landesweiten selektiven Kartierung ermittelten vorrangig schutzwürdigen Bereiche müssen (je nach Alter dieser Vorgaben) in diesem Rahmen überprüft und um die lokal bedeutsamen Biotope sowie die flächendeckende Darstellung aller Biotoptypen ergänzt werden.

Biotopkartierungen für die Landschaftsrahmenpläne niedersächsischer Landkreise erfolgten bis Anfang der 1990er Jahre auf der Basis individueller Schlüssel,

die von den jeweils beauftragten Büros erstellt wurden. Bei vielen Landkreisen wurden die Einheiten der landesweiten Biotopkartierung übernommen und um weitere Einheiten ergänzt. In anderen Fällen wurden relativ grob klassifizierte Einheiten gewählt (z. B. „Laubwälder“). Diese Heterogenität war unvermeidbar, solange auf landesweiter Ebene nur ein Schlüssel für die selektive Erfassung besonders schutzwürdiger Biotoptypen vorlag (von POHL 1979 bis v. DRACHENFELS & MEY 1991).

Ein erster Ansatz zur Standardisierung war die Arbeit von BIERHALS (1988), die auch einen „Vorschlag für eine landesweit einheitliche Liste von Kartiereinheiten und Signaturen für die Interpretation von CIR-Luftbildern“ (ebd.: 89 f.) beinhaltete.

Die Anforderungen flächendeckender Biotopkartierungen in der Landschaftsplanung waren daher ein wesentlicher Grund zur Entwicklung des „Kartierschlüssels für Biotoptypen in Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS 1992 ff., s. 4.8). Dessen Anwendung ist bei der Landschafts- und Landschaftsrahmenplanung Standard geworden (s. auch 4.4), wobei aber der

Kartierungsaufwand auf ein Minimum beschränkt wird. So enthält der einschlägige Runderlass des Umweltministeriums (RdErl. d. MU v. 1.6.2001 - 21-22404/01, in PATERAK et al. 2001) u. a. folgende Vorgaben (s. auch 4.4, S. 142):

- Erfassungstiefe bis zur Ebene der Haupteinheiten (zweite Ebene des Kartierschlüssels),
- weitergehende Differenzierung der Biotoptypen nur, wo dies in Abhängigkeit von den Gegebenheiten des Plangebietes notwendig erscheint.

Bei der Beurteilung dessen, was fachlich notwendig ist, ergeben sich zwangsläufig erhebliche Ermessensspielräume, die nach dem subjektiven Eindruck des Verf. im Zweifelsfall eher im Sinne einer Kostenminimierung ausgelegt werden, so dass bisher nur in sehr geringem Umfang Untertypen erfasst wurden. Die Beschränkung auf die Haupteinheiten (z. B. „Niedermoor/Sumpf“) begrenzt die Auswertungsmöglichkeiten erheblich (z. B. keine gesonderte Erfassung nährstoffarmer, stärker gefährdeter Varianten von Sümpfen, keine Zuordnung zu den Gefährdungsgraden der Roten Liste, keine Zuordnung zu den Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie). Auf die Erhebung objektbezogener Biotopdaten (Erfassungsbögen mit Artenlisten etc.) wird i. d. R. verzichtet, so dass auch Plausibilitätskontrollen zur Qualitätssicherung nur sehr eingeschränkt möglich sind.

Die Auswertung von drei neueren Landschaftsrahmenplänen (LANDKREIS CUXHAVEN 2001, LANDKREIS VERDEN 2008, LANDKREIS WOLFENBÜTTEL 2005 [Teilfortschreibung]) ergab, dass bei der Erfassung der Biotoptypen die Mindestanforderungen des Kartierschlüssels unzureichend erfüllt wurden:

Beim LK Cuxhaven wurden die Biotoptypen zwar flächendeckend erfasst, jedoch lediglich in generalisierter Form im M. 1 : 50.000 dargestellt und ausgewertet. Da für die meisten abgegrenzten Flächen nur der vorherrschende Biotoptyp angegeben wurde und bei den Flächen mit mehreren Typen keine Flächenanteile ermittelt wurden, bleibt der Detaillierungsgrad in den vorrangig schutzwürdigen Flächen weit hinter der landesweiten Biotopkartierung zurück. Zudem wurden einige Biotoptypen zusammengefasst, z. B. die Stillgewässer (keine Unterteilung nach Trophie, Größe und Verlandungsbereichen).

Beim LK Verden wurde im Wesentlichen eine Luftbildinterpretation durchgeführt und auf dieser Basis eine sehr detaillierte, flächendeckende Biotoptypenkarte im M. 1 : 10.000 erstellt, die hinsichtlich des technischen Standards kaum zu verbessern ist und auch die Siedlungsbereiche umfassend einbezieht (s. Abb. 8). Allerdings wurden nur 20 % der Kreisfläche im Gelände überprüft, wobei das Grünland nach den Erläuterungen zur Kartierung überhaupt nicht näher untersucht wurde. „Auf qualitative Veränderungen [des Grünlands] konnte auf Grund des späten Befliegungszeitraumes 2001 und der damit einhergehenden nicht möglichen Unterscheidung von intensiv und extensiv genutzten Flächen nicht eingegangen werden“ (S. 16 des Textteils). Dieser Hinweis lässt außer Acht, dass Grünland grundsätzlich nicht ohne Geländeaufnahme zuverlässig beurteilt werden kann, unabhängig vom Befliegungstermin. Ein Vergleich mit den Ergebnissen der landesweiten Biotopkartierung zeigt

auch hier qualitative Ungenauigkeiten, indem pro Polygon nur ein Typ angegeben wird, obwohl z. B. in Mooren oft mehrere Typen kleinräumig vergesellschaftet sind.

Die Teilfortschreibung des LRP Landkreis Wolfenbüttel (2005) beruht ebenfalls auf einer Luftbilddauswertung mit begrenzten Geländearbeiten. Die Typisierung bleibt weit hinter den Vorgaben des Kartierschlüssels zurück (zitiert wird die Fassung von 1994) und entspricht eher dem Niveau der Kartieranleitung von 1979 (s. 5.3.3), wie am Beispiel der Wald- und Grünlandtypen zu erkennen ist:

- G Grünland, intensiv genutzt, mittlere Wasserversorgung
- GM Grünland, extensiv genutzt, mittlere Wasserversorgung
- GF Feucht-/Nassgrünland inkl. Kleinseggenrieder
- Gb Grünlandbrache, mittlere Wasserversorgung
- GFb Grünlandbrache, feucht bis nass
- W1 Laubwald trockenwarmer Standorte
- W2 Mesophiler Laubwald
- W3 Bodensaurer Laubwald
- W4 Auwald
- W5 Sumpfwald
- W6 Bruchwald
- WI Sonstiger Waldbestand ohne nähere Zuordnung
- Wx Laubwälder ohne standortheimische Baumartenzusammensetzung
- Wm Mischwälder aus Laub- und Nadelgehölzen
- Wn Nadelwälder
- UW Schlagflur

Die Darstellung erfolgt wie beim Landkreis Cuxhaven als flächendeckende Karte der Biotoptypen im M. 1 : 50.000 und ist – verglichen mit den Luftbildern – noch ungenauer. Bei den Wäldern wurde von vornherein auf eine differenzierte Bearbeitung verzichtet und der Stand von 1989 weitgehend beibehalten. Entsprechend oberflächlich bleiben die Aussagen zur Qualität der Wälder im Bewertungsteil des LRP. Auf eine Bewertung der Fließgewässer wurde – bis auf einen gesondert bearbeiteten Bach – vollständig verzichtet.

Insgesamt ist festzustellen, dass die Erfassungsdaten der Landschaftsrahmenpläne aufgrund der individuellen Vorgaben und unterschiedlichen datentechnischen Rahmenbedingungen bei den Landkreisen und Städten qualitativ sehr heterogen und für landesweite Zwecke nicht auswertbar sind. Die Darstellung der Biotoptypen bleibt überwiegend auf einem sehr allgemeinen Niveau und der qualitative Detaillierungsgrad ist auf ein Minimum beschränkt, das die Ermittlung hochgradig gefährdeter Subtypen und die Zuordnung von FFH-Lebensraumtypen ebenso ausschließt wie fundierte Aussagen zum aktuellen Zustand von z. B. Grünland oder Wäldern.

Es ist festzustellen, dass die Neuauflagen des Kartierschlüssels seit 1994 offenbar Ansprüche an die Qualität der Kartierungen stellen, die von den Unteren Naturschutzbehörden für die Erstellung von Landschaftsrahmenplänen nicht für erforderlich bzw. für nicht finanzierbar gehalten werden. Daher wurde das Ziel des Kartierschlüssels, zu einer Vereinheitlichung der Biotopkartierung bei der Landschaftsrahmenplanung beizutragen (s. 5.7), bisher nur in geringem Umfang erreicht.





- Sukzessionen: Aufnahme von ehemals waldfreien Flächen mit spontaner Bewaldung, die mindestens 10 Jahre nicht bewirtschaftet wurden (unabhängig von der Naturnähe der Artenzusammensetzung).

Die spezifische Benennung und Codierung der Sonderbiotope wurde in den letzten Jahren aufgegeben und durch die Einheiten des „Kartierschlüssels für Biotoptypen in Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS 1994, 2004) ersetzt. Auch die seltenen Waldgesellschaften werden nun den entsprechenden Biotoptypen zugeordnet, so dass für den selektiven Teil der Waldbiotopkartierung eine inhaltliche Kompatibilität mit den Kartierungen der Naturschutzverwaltung besteht.

Die Kartierungsergebnisse werden in zwei Karten (M. 1 : 10.000) dargestellt, die in den aktuellsten Kartierungen (z. B. NFP 2003) folgende Inhalte haben:  
Karte 1: Naturnähe der Standorte und der Vegetation, natürliche Waldgesellschaften  
Karte 2: Vielfalts- und Seltenheitsmerkmale (mit Vorkommen von Rote-Liste-Arten und Sonderbiotopen)

Erstes Ziel dieser Waldbiotopkartierung war, einen flächendeckenden Überblick über die naturnahen Ökosysteme zu erhalten. In zweiter Linie sollten Ersatzgesellschaften und waldfreie Biotope erfasst werden (NFP 1991). Die Kartierung wurde in den Waldflächen der Forstämter parallel zur Forsteinrichtung durchgeführt und die Daten in diese integriert.

Später bildete die Waldbiotopkartierung zusammen mit den Ergebnissen der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ die Grundlage für die Ausweisung von Waldschutzgebieten im Rahmen des LÖWE-Programmes (s.o.).

Aufgrund der unterschiedlichen Methoden und Zielsetzungen wurden die Waldbiotopkartierung und die „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ auf den Landeswaldflächen parallel durchgeführt und bildeten – je nach Bearbeitungsstand – gegenseitig eine Quelle der Vorinformation vor der Kartierung.

Seit der Überführung der Landesforstverwaltung in die Anstalt öffentlichen Rechts „Niedersächsische Landesforsten“ wird eine detaillierte Waldbiotopkartierung nur noch in den Natura 2000-Gebieten sowie (sonstigen) Naturschutzgebieten durchgeführt und beinhaltet eine flächendeckende Biotoptypenkartierung sowie eine selektive Erfassung und Bewertung der FFH-Lebensraumtypen nach dem „Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS 2004).

### 5.4.3 Biotopkartierung für Pflege- und Entwicklungspläne

Bestandserfassungen für Pflege- und Entwicklungspläne dienen i. d. R. der detaillierten, großmaßstäblichen Untersuchung von bestehenden oder geplanten Schutzgebieten mit dem Ziel der flächenscharfen Festlegung von Maßnahmen. Sie sind vorrangig auf die Zielsetzungen des Arten- und Biotopschutzes ausgerichtet.

Bis zu den 1990er Jahren war die Qualität der Bestandserfassung der Biotope sehr heterogen. Auf der einen Seite standen Arbeiten, in denen die

Lebensräume nur in allgemeiner textlicher Form beschrieben wurden. Ein Beispiel ist der Pflege- und Entwicklungsplan des NSG „Viehmoor“ (KLATT 1985). Nach etwa 70 Seiten mit Artenlisten und sonstigen Angaben zu Flora und Fauna werden auf knapp 2 Seiten „Vegetationseinheiten“ beschrieben, z. B.: „Hoch- und Übergangsmoore: Die noch vorhandenen Moore sind schwer zu klassifizieren. Sie werden meist als Kleinsthochmoore bezeichnet, obwohl sie auch Züge von Übergangsmooren aufweisen. Im recht ursprünglichen Zustand befindet sich das östlich gelegene Moor, die beiden westlichen sind in das umgebende Weideland integriert und entsprechend durch Düngung, Vertritt usw. degeneriert“ (S. 80). Weitergehende Angaben enthält die Arbeit zu den Mooren nicht. Die Beschreibung der übrigen Lebensräume erfolgte auf demselben Niveau.

Die fachlich anspruchsvolleren Pflege- und Entwicklungspläne enthielten i. d. R. Vegetationskartierungen nach der Methode BRAUN-BLANQUET (s. 3.3.2), so z. B. der Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG Truper Blänken (BIOLOGISCHE STATION OSTERHOLZ 1991). Dieser umfasste neben einer Vegetationskarte im M. 1 : 5.000 (dokumentiert durch Vegetationsaufnahmen und -tabellen) auch eine grobe Karte von Biotoptypen im M. 1 : 10.000, die an den Haupteinheiten der damaligen Kartieranleitung der landesweiten Biotopkartierung (v. DRACHENFELS & MEY 1990) orientiert war. Die Vegetationstypen wurden in einer Tabelle den Biotoptypen zugeordnet, so dass sie auch als deren Untereinheiten interpretiert werden konnten. Die für das Gebiet typischen Gräben wurden anhand kennzeichnender Pflanzenarten in mehrere Biotoptypen untergliedert (z. B. „Krebsscheren-Graben“).

Bei Vegetationskartierungen im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen ergaben sich in der Vergangenheit verschiedene Probleme (s. auch 3.3., 3.4.5): Gute Vegetationskartierungen erfordern hochqualifizierte Bearbeiter sowie viel Zeit und verursachen daher hohe Kosten. „Pflanzensoziologie lässt sich wissenschaftlich nur mit viel Erfahrung und größerem Zeitaufwand erfolgreich betreiben“ (DIERSCHKE 1994: 28). In der Praxis konnte die nötige Qualität oft nicht sichergestellt werden. Die Fachliteratur zu den Pflanzengesellschaften war und ist heterogen und schwer zu überblicken. Standardwerke wie POTT (1995a) geben zwar einen Überblick über die „guten“ Pflanzengesellschaften in der idealtypischen Ausprägung von Assoziationen, Verbänden und höheren Syntaxa. Sie bieten aber wenig Hilfestellung für die Einstufung von Übergangsformen, fragmentarischen oder gestörten Ausprägungen, die in der realen Landschaft vorherrschen. Die Pflanzensoziologie nach dem Kennartenprinzip ist gut geeignet, naturnahe Vegetationstypen sowie Pflanzengesellschaften der historischen Kulturlandschaft mit langer Habitatkontinuität zu typisieren. Die realen Pflanzenbestände können sie aber nur unzureichend beschreiben, wenn sie nicht durch ranglose Gesellschaften oder vielfältige Varianten ergänzt werden. Da diese aber in der Literatur nicht standardisiert sind, ermöglichen sie zwar sehr detaillierte Aussagen zu einzelnen Gebieten, nicht aber landesweite Auswertungen oder klare Bezüge zu Roten Listen gefährdeter Pflanzengesellschaften. Dieses Problem betrifft Niedersachsen im Besonderen, weil das leider bis heute unvollständig gebliebene

Kompendium der Pflanzengesellschaften Niedersachsens von PREISING und Mitarbeitern (PREISING et al. 1990 ff.) fast ausschließlich Assoziationen und Subassoziationen beschreibt und bewertet. So konnten in der oben zitierten Arbeit zu den Truper Blänken (BIOLOGISCHE STATION OSTERHOLZ 1991) die vorgefundenen Restbestände artenreicher Feuchtwiesen nur dem Verband *Calthion* bzw. der Ordnung *Molinietalia* zugeordnet werden und somit keiner der gefährdeten Pflanzengesellschaft gemäß PREISING et al. (Mskr.-Fassung von 1984).

Diese Probleme waren auch ein Grund, die Biotypenklassifikation Niedersachsens weiter zu verfeinern, um alle bewertungs- und planungsrelevanten Vegetationstypen auf einem Mindestniveau abzudecken und ihre Kartierung ohne aufwändige pflanzensoziologische Arbeiten zu ermöglichen. Dennoch ist es für anspruchsvollere Fragestellungen von Pflege- und Entwicklungsplänen sowie des Monitoring von Veränderungen weiterhin sinnvoll, den groben Rahmen der Biotypen durch detailliertere Kartierungen von Pflanzengesellschaften zu ergänzen. Dies setzt aber ausreichende Mittel für eine fachgerechte Bearbeitung voraus.

Die Zielsetzungen von Pflege- und Entwicklungsplänen stellen besonders hohe Anforderungen an die Vollständigkeit und an die Gliederungstiefe der Biotypklassifikation. So sind z. B. Aussagen zur optimalen Bewirtschaftung bzw. Pflege bestimmter Grünlandtypen oder zum Management eines Grabensystems gefordert. Da gebietspezifische Besonderheiten grundsätzlich nie in vollem Umfang von landesweiten Kartierschlüsseln abgedeckt werden können, ist bei diesen Kartierungen häufig die Ergänzung der vorgegebenen Typen um spezielle Untereinheiten erforderlich. Noch wichtiger als die Ausscheidung zusätzlicher Typen ist allerdings die Dokumentation der Besonderheiten durch Objektdaten; d. h. die flächenscharfe Erfassung von bewertungs- und planungsrelevanten Daten zur Beschaffenheit und Beeinträchtigung (z. B. Entwässerungsgräben, Verbuschungsgrad) der einzelnen Biotope, einschließlich einer detaillierten Erfassung geeigneter Artengruppen.

Anders als in einigen anderen Bundesländern (vgl. z. B. WÜST & SCHERFOSE 1998) gibt es in Niedersachsen keine Leitlinien zur Erstellung von Pflege- und Entwicklungsplänen, die u. a. bestimmte Kartierungsstandards vorgeben würden. Bis zur Auflösung der Bezirksregierungen wurden Pflege- und Entwicklungspläne v. a. durch die Oberen Naturschutzbehörden für ausgewiesene oder geplante Naturschutzgebiete aufgestellt. Weitere Anlässe waren und sind weiterhin die Naturschutzgroßprojekte des Bundesamtes für Naturschutz (vgl. BRUKER 2004).

Den aktuellen Standard repräsentiert die Bestandserfassung im Rahmen des E+E-Vorhabens „Erprobung alternativer Planungsschritte bei Pflege- und Entwicklungsplänen am Beispiel des Niedersächsischen Drömlings“ (Grundlagenband G3 Flora und Vegetation, ÖKOTOP 2001). Für das Planungsgebiet wurde eine flächendeckende Biotypenkartierung im M. 1:5.000 (gemäß Kartierschlüssel, v. DRACHENFELS 1994) durchgeführt. Zusätzlich erfolgte eine Erfassung der charakteristischen Pflanzengesellschaften durch pflanzensoziologische Aufnahmen, u. a. zur genaueren Beschreibung der Biotypen. „Die Kartierung der Pflanzen-

gesellschaften im Projektgebiet dient unter anderem auch der näheren Charakterisierung und Bewertung der Biotypen und macht die Einordnung der Biotope transparent“ (ebd.: 12). Dabei wurden „quasi-homogene“ Vegetationsbereiche in ausgewählten Flächen der Biotypen aufgenommen. Im Text wurden die Biotypen anhand der jeweils zugehörigen Pflanzengesellschaften beschrieben. Es wurde keine eigene Karte der Pflanzengesellschaften erstellt. Die Karte „Bestand Biotypen und Vegetation“ enthält nur Biotypen. Vorteile dieser Vorgehensweise sind, dass der Aufwand der pflanzensoziologischen Bearbeitung begrenzt ist und gleichzeitig eine genauere Kennzeichnung der Biotypen erfolgt. Ein Nachteil ist, dass die Genauigkeit der kartographischen Darstellung nicht das Niveau einer detaillierten Vegetationskartierung erreicht, wie sie z. B. WEBER (1978) für das Balksee-Gebiet vorgelegt hatte. Seine Vegetationskarte für dieses überwiegend aus naturnahen Übergangs- und Niedermooren sowie Feuchtgrünland (also einem relativ engen Biotopspektrum) bestehende Gebiet unterscheidet 146 verschiedene Pflanzengesellschaften, wobei die Assoziationen und höheren Syntaxa in zahlreiche ranglose Gesellschaften, lokale Ausbildungen und Varianten unterteilt wurden.

KAISER & WOHLGEMUTH (2002) haben für die meisten in der Roten Liste (v. DRACHENFELS 1996) aufgeführten (mit Ausnahme der marinen) und einige weitere Biotypen des „Kartierschlüssels für Biotypen in Niedersachsen“ (Fassung 1994) die im Regelfall notwendigen bzw. zweckmäßigen Pflege-, Entwicklungs- und Schutzmaßnahmen zusammengestellt. So können aus einer Biotypenerfassung unmittelbar Handlungsempfehlungen abgeleitet werden, die natürlich bei gebietspezifischen Besonderheiten modifiziert werden müssen. Sie teilen die Biotypen dabei in drei Klassen ein (vgl. auch 4.2.1):

- Naturbiotope: natürliche oder naturnahe Biotope, die zu ihrer Erhaltung keiner Dauerpflege bedürfen.
- Kulturbiotop: nutzungsabhängige Biotope, deren Fortbestand regelmäßige Nutzungen oder Pflegemaßnahmen voraussetzt.
- Sukzessionsbiotope: Biotope, die keiner regelmäßigen Nutzung unterliegen, sich aber bei ungestörter Fortsetzung der Sukzession zu anderen Biotypen (meist Wald) weiter entwickeln. Ihre Erhaltung erfordert gelegentliche Pflegemaßnahmen (z. B. Beseitigung von Gehölzaufwuchs). Ziel kann aber auch die Weiterentwicklung zu Naturbiotopen oder die Wiederherstellung regelmäßig genutzter Kulturbiotop sein.

Künftig sollten Managementpläne im Sinne von Art. 6 Abs. 1 der FFH-Richtlinie ein neuer Arbeitsschwerpunkt für Pflege- und Entwicklungsplanungen sein, bei denen dann die Lebensraumtypen von Anhang I und die Habitate der Arten von Anhang II dieser Richtlinie im Vordergrund der notwendigen Biotypkartierungen stehen müssen. Da die Aufstellung derartiger Pläne in Niedersachsen bisher nicht verbindlich ist und – abgesehen von den Landeswäldern und den großen Truppenübungsplätzen – in der Zuständigkeit der unteren Naturschutzbehörden liegt, ist noch nicht absehbar, ob ein landeseinheitlicher Standard erreicht werden kann. Dieser besteht zumindest für die Biotypkartierung, die

seit 2001 als sog. Basiserfassung in den FFH-Gebieten durchgeführt wird – u. a. als Grundlage für Managementpläne (s. 5.6).

#### 5.4.4 Biotopkartierung im Rahmen anderer Fachplanungen

Ein weiterer wichtiger Anwendungsbereich von Biotopkartierungen ist die Vorbereitung bzw. Begleitung anderer Fachplanungen und Projekte wie Straßenbau oder Flurbereinigungen. Naturschutzrechtliche Grundlagen sind in Niedersachsen die Eingriffsregelung nach den §§ 7 bis 16 NNatG, die besonderen Vorschriften über den Bodenabbau in den §§ 17 bis 23 NNatG sowie Verträglichkeitsprüfungen nach Art. 6 der FFH-Richtlinie mit der Umsetzung in § 34c NNatG. Daneben stehen weitere bundes- und landesrechtliche Vorgaben wie das Bundesimmissionsschutzgesetz und das Niedersächsische Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (NUVPG).

Je nach Planungsschritt ist u. a. eine mehr oder weniger detaillierte, flächendeckende Biotopkartierung erforderlich. Diese muss oft einen sachgerechten Vergleich verschiedener Varianten und in jedem Fall eine genaue Prognose und Bilanzierung potenzieller bzw. tatsächlicher Eingriffsfolgen sowie ggf. die Festsetzung geeigneter Kompensationsmaßnahmen ermöglichen. Wie in der Landschafts(rahmen)planung sollte die Biotopkartierung hier neben dem Arten- und Biotopschutz auch die anderen Schutzgüter im Hinblick auf Synergien bei der Bestanderfassung methodisch im Blick haben – ohne deren spezifische Bearbeitung ersetzen zu können (s. 4.4). Hinsichtlich der geforderten Genauigkeit sind die Anforderungen aus naturschutzfachlicher Sicht ähnlich hoch wie bei der Pflege- und Entwicklungsplanung, geht es doch vielfach um die Vermeidung der Zerstörung hochgradig schutzwürdiger Biotope – was deren Identifizierung voraussetzt. Je detaillierter die vorgegebene Biotopklassifikation ist, umso mehr kann bereits auf der Typusebene eine genauere Bewertung erfolgen (vgl. 4.2). Die zusätzliche Erhebung von Objektdaten (insbesondere Artenerfassungen) ist unverzichtbar. Dass die Praxis vielfach anders aussieht, soll an dieser Stelle nicht thematisiert werden (vgl. z. B. BREUER 2000). Eine flächendeckende Biotopkartierung nach dem „Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS 1994, 2004) ist weitgehend Standard, vielfach aber als reine Biotoptypenkartierung (ohne die Erhebung von Sachdaten zu den einzelnen wertvollen Biotopen).

Da die Biotopkartierungen in diesem Rahmen von verschiedenen Planungs- und Entscheidungsträgern beauftragt werden, ist ein einheitlicher Standard nicht zu erreichen, aufgrund der sehr unterschiedlichen Fragestellungen auch nicht immer notwendig. Daher sollen an dieser Stelle nur die Vorgaben für Flurbereinigungsverfahren und für Bodenabbauverfahren beispielhaft zitiert werden:

#### Leitlinie Naturschutz und Landschaftspflege in Verfahren nach dem Flurbereinigungsgesetz (NMELF 2002):

„Der Erfassung von Biotoptypen kommt eine besondere Bedeutung zu, weil sie nicht nur Informationsgrundlagen für das Schutzgut Arten und Biotope bereitstellen und die notwendigen Artenerfassungen

erleichtern, sondern auch wichtige Bewertungshilfen für die Schutzgüter Boden, Wasser und Klima/Luft sowie Hinweise auf die Ausprägung des Landschaftsbildes geben“ (S. 82).

„Erforderlich ist eine Biotoptypenkartierung. Grundlage ist der ‚Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen‘ [...]. Dabei sind für die Bereiche, die von den Auswirkungen möglicher oder geplanter Maßnahmen betroffen sein können, i. d. R. die Untereinheiten dieses Kartierschlüssels heranzuziehen. [...] Soweit Biotoptypen der Wertstufen V und IV [...] erkennbar fehlen, sind als Erfassungseinheiten die Haupteinheiten des Kartierschlüssels ausreichend“ (S. 83). Vorgaben zur Erhebung und Dokumentation objektbezogener qualitativer Biotopdaten beschränken sich auf folgenden Hinweis zur Bewertung der Biotope: „Die erforderlichen Informationen können – soweit sie nicht in der Karte dargestellt werden können – in einem Erfassungsbogen entsprechend Teil B2.4 aufgenommen und dokumentiert werden“ (S. 83). Das Muster dieses Erfassungsbogens sieht folgende Angaben vor: Laufende Nummer, Biotopcode, Länge (m), Breite (m), Fläche (ha), Arten, Wertstufe, Wiederherstellbarkeit, Bemerkungen (z. B. Beeinträchtigung).

#### Arbeitshilfe zur Anwendung der Eingriffsregelung bei Bodenabbauvorhaben (BIERHALS 2003):

„Erforderlich ist eine flächendeckende Biotopkartierung des Untersuchungsraums nach dem ‚Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen‘ [...], die zugleich die Flächennutzung darstellt. Dabei sind i. d. R. (insbesondere bei den naturbetonten Biotoptypen) die Untereinheiten dieses Kartierschlüssels heranzuziehen (s. a. Anhang 2: ‚Kartierungsebene‘). [...] Bei der Erfassung der Biotoptypen sind auch im Kartierschlüssel des NLÖ angegebene ‚Zusatzmerkmale‘ mit zu erfassen, wie z. B. die Zusatzmerkmale ‚Ausprägung‘, (z. B. Struktureichtum, Artenreichtum), ‚Altersstrukturtypen‘, ‚Nutzungsstrukturtypen‘, ‚Standortmerkmale‘, soweit diese ein wesentlicher Bestandteil der Bewertung der Biotoptypen sind“ (S. 123). Im zitierten Anhang 2 steht: „Eine Unterscheidung nach Untereinheiten ist soweit vorzunehmen, wie sie [...] zu unterschiedlichen Werteinstufungen führt, die für die Anwendung der Arbeitshilfe von Relevanz sind (d. h. zu unterschiedlicher Einstufung der Erheblichkeit, Ausgleichbarkeit und unterschiedlichen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen)“ (S. 142).

Tendenziell sind somit die Vorgaben für die Biotopkartierung bei Bodenabbauvorhaben etwas anspruchsvoller als bei der Flurbereinigung, was allerdings aufgrund der meist deutlich kleineren Untersuchungsgebiete und der oft sehr tiefgreifenden Veränderungen der Landschaft angemessen erscheint. In beiden Vorgaben wird auf die Bewertung der Regenerationsfähigkeit (s. 4.2.3) und die Zuordnung der Wertstufen (s. 4.2.7) besonderen Wert gelegt. Die Hinweise zu den Untereinheiten bedeuten, dass z. B. bei der Haupteinheit „Niedermoor/Sumpf (NS)“ die Untereinheiten (z. B. „Basen- und nährstoffarmer Sumpf [NSA]“) zu erfassen sind, während eine Untergliederung von „Artenarmem Intensivgrünland (GI)“ oder „Acker (A)“ nach den ebenfalls standortbezogenen Untereinheiten i. d. R. nicht für notwendig erachtet wird.

## 5.5 Einführung des gesetzlichen Biotopschutzes und seine Konsequenzen für die Biotopkartierung

Am 11. April 1990 trat § 28a des Niedersächsischen Naturschutzgesetzes (NNatG) in Kraft, der – auf der Grundlage der Rahmenvorgaben des damaligen § 20c BNatSchG – folgende Biotoptypen unter besonderen gesetzlichen Schutz stellte:

- Hochmoore einschließlich Übergangsmoore
- Sümpfe
- Röhrichte
- seggen-, binsen- oder hochstaudenreiche Nasswiesen
- Bergwiesen
- Quellbereiche
- naturnahe Bach- und Flussabschnitte
- naturnahe Kleingewässer
- Verlandungsbereiche stehender Gewässer
- unbewaldete Binnendünen
- natürliche Block- und Geröllhalden sowie Felsen
- Zwergstrauch- und Wacholderheiden
- Magerrasen
- Wälder und Gebüsche trockenwarmer Standorte
- Bruch-, Sumpf-, Au- und Schluchtwälder
- Dünen, Salzwiesen und Wattflächen im Bereich der Küste und der tidebeeinflussten Flussläufe

Es handelt sich bei diesen Biotoptypen fast ausschließlich um naturnahe oder halbnatürliche Lebensräume von extremen Standorten (feucht bis nass, trocken bzw. mager, salzbeeinflusst, Gewässer). Lediglich die Bergwiesen betreffen auch Standorte mit mittlerer Wasser- und Nährstoffversorgung, die allerdings für niedersächsische Verhältnisse ebenfalls Sonderstandorte darstellen (Hauptvorkommen in den mittleren bis höheren Lagen des Harzes). Diese Biotoptypen vereinen somit drei Eigenschaften:

- geringe Anteile an der Landesfläche (abgesehen vom Küstenbereich deutlich unter 5 %),
- große Bedeutung als Lebensraum seltener bzw. gefährdeter Arten,
- geringer Stellenwert für die land- und forstwirtschaftliche Produktion.

Diese Vorschrift machte es notwendig, den für ihre Umsetzung zuständigen unteren Naturschutzbehörden eine landeseinheitliche Kartieranleitung zur Verfügung zu stellen, die eine möglichst zweifelsfreie Zuordnung der gesetzlich geschützten Biotoptypen gewährleisten sollte. Daher wurde der „Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen“ erarbeitet, zunächst als behördeninterner Entwurf (NLVWA 1991). Seine Zielsetzung wurde so beschrieben:

„Die [...] besonders geschützten Biotoptypen werden hier im Zusammenhang mit einer vollständigen Übersicht der Biotope Niedersachsens definiert. Auf diese Weise lässt sich die Abgrenzung zwischen den nach § 28a geschützten und den übrigen Biotopen am besten verdeutlichen. Gleichzeitig liegt hiermit ein vollständiger – aber im Detail durch Aufgliederung einzelner Typen selbstverständlich noch erweiterbarer – Biotoptypenschlüssel vor, der künftig als landeseinheitliche Grundlage für alle Biotopkartierungen dienen sollte. Anzustreben ist eine bessere Vergleichbarkeit der verschiedenen, bisher sehr heterogenen behördlichen Biotopkartierungen, insbesondere derjenigen der Landschaftsrahmenpläne der Landkreise und kreisfreien Städte. Dazu soll dieser Schlüssel beitragen, der auf der Kartieranleitung der landesweiten ‚Erfassung der für den Natur-

schutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen‘ (v. DRACHENFELS & MEY 1991) aufbaut“ (NLVWA 1991: 3, v. DRACHENFELS 1992: 4). „Er ist ausgerichtet auf flächendeckende und selektive Biotopkartierungen in Niedersachsen in den Maßstäben 1 : 5.000 und 1 : 10.000, kann aber auch als Grundlage für Erfassungen in kleineren oder größeren Maßstäben dienen“ (v. DRACHENFELS 1992: 4).

Die Bezeichnungen der aufgeführten Biotoptypen von § 28a sind pragmatisch und aufgrund ihres Standortbezuges und der Verwendung von Merkmalen der Vegetationsstruktur (anstatt pflanzensoziologischer Begriffe) gut für die Kartierungspraxis umsetzbar. Allerdings gibt es inhaltliche Überschneidungen zwischen einigen Typen, die im Kartierschlüssel durch entsprechende Einheiten aufzulösen waren, um eindeutige Zuordnungen zu ermöglichen. So können Röhrichte gleichzeitig Bestandteil mehrerer anderer Typen sein (z. B. Sümpfe, naturnahe Kleingewässer, Verlandungsbereiche). Magerrasen und Heiden finden sich auch auf unbewaldeten Binnen- und Küstendünen. Für den Zweck des gesetzlichen Biotopschutzes ist es allerdings unschädlich, wenn eine Fläche gleichzeitig zwei gesetzlich geschützten Biotoptypen entspricht (vgl. hierzu 6.4.7).

Die Darstellung der gesetzlich geschützten Biotoptypen innerhalb eines auf Vollständigkeit angelegten Kartierschlüssels erhöht die Sicherheit der Ansprache erheblich, weil diese grundsätzlich aus zwei Richtungen erfolgen kann:

- Entspricht der Biotop der Definition eines 28a-Biotoptyps?
- Oder entspricht er – wenn dies unsicher erscheint – eher der Beschreibung eines anderen, nicht geschützten Biotoptyps?

Mit der Einführung des gesetzlichen Biotopschutzes wurde der Stellenwert der Biotopkartierung erheblich gestärkt, da ja die Feststellung bestimmter Biotoptypen nun unmittelbare Rechtsfolgen auslöste. Daher kam es vor allem in den ersten Jahren auch zu einigen Feststellungsklagen, bei denen Eigentümer die Einstufung einzelner Flächen als gesetzlich geschützte Biotope gerichtlich überprüfen ließen. In fast allen Fällen waren diese Klagen erfolglos. Anfängliche Zweifel, ob die Gerichte den Kartierschlüssel als rechtsverbindliche Vorgabe für die Umsetzung des Gesetzes akzeptieren würden, erwiesen sich als unnötig. Die Anforderungen an gerichtsfeste Definitionen und der umfangreiche Beratungsbedarf von Kartierern und Behörden bedingten eine fortschreitende Überarbeitung des Kartierschlüssels. Die Zahl der Typen und der Umfang der Erläuterungen nahmen dabei stetig zu.

Die Änderung des NNatG vom 1.11.1993 erweiterte den Katalog der nach § 28a geschützten Biotope um „natürliche Höhlen und Erdfälle“ und führte den § 28b „Besonders geschütztes Feuchtgrünland“ ein. Damit wurde typologisch vom Prinzip pragmatischer Biotopbezeichnungen abgewichen: Höhlen sind zwar eindeutig als Biotoptypen zu definieren. Ihr unterirdischer Verlauf kann jedoch vom Biotopkartierer nicht erfasst werden. Erdfälle sind Geotope (s. 3.2.3), die Bestandteile sehr verschiedener Biotoptypen sein können (Stillgewässer, Grünland, Wald, Acker u. a.). Ob eine Kuhle außerhalb bekannter und sehr deutlich ausgeprägter Karstbereiche tatsächlich ein durch natürliche Karstprozesse (Subrosion, Einsturz natürlicher Höhlen) entstandener Erdfall oder aber anthropogenen

Ursprungs ist (z. B. alte Abgrabung, Senkung über alten Stollen), ist mit Methoden der Biotopkartierung nicht zu entscheiden.

Für die Typisierung des nach § 28b besonders geschützten Feuchtgrünlands wurde entgegen der damaligen Stellungnahmen des Verf. pflanzensoziologische Bezeichnungen verwendet:

- Pfeifengraswiesen (im Sinne des Verbandes *Molinion*)
- Brenndoldenwiesen (im Sinne des Verbandes *Cnidion*)
- Sumpfdotterblumenwiesen (im Sinne des Verbandes *Calthion*)
- Flutrasen (im Sinne des Verbandes *Agropyro-Rumicion*)

Dies führte erwartungsgemäß aus mehreren Gründen zu Problemen in der Praxis:

Alle diese Pflanzengesellschaften weisen seggen-, binsen- und/oder hochstaudenreiche Ausprägungen nasser Standorte auf, die unter (die etwas strengeren) Vorschriften von § 28a fallen. Für typische Ausprägungen von Sumpfdotterblumenwiesen gilt dies fast ausnahmslos, für Pfeifengraswiesen überwiegend. Dadurch entstanden vermeidbare Abgrenzungsprobleme oder auch Fehleinstufungen, weil Bestände dieser Pflanzengesellschaften (sofern sie noch nicht als 28a-Biotop erfasst worden waren) nun teilweise pauschal als 28b-Biotop eingestuft wurden. Die Mehrzahl der Vorkommen von Feuchtgrünland i.w.S., das eindeutig nicht als seggen-, binsen- oder hochstaudenreich im Sinne von § 28a eingestuft werden kann, sind Übergänge zum artenreichen mesophilen Grünland (Ordnung *Arrhenatheretalia*, s.u.) oder aber zum artenarmen Intensivgrünland, was zu weiteren Abgrenzungsproblemen führt.

Kartierer ohne pflanzensoziologische Ausbildung haben – trotz der Hinweise im Kartierschlüssel – vielfach Probleme mit der Zuordnung dieser Typen, wenn z. B. die namengebenden Arten der Gesellschaften (Pfeifengras, Brenndolde, Sumpfdotterblume) im zu beurteilenden Bestand fehlen. Dabei ist problematisch, dass das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) keine Kennart, sondern nur eine Differentialart des *Molinion* ist. Zumindest in NW-Deutschland gilt, dass mit zunehmendem Anteil von Pfeifengras auf einer Fläche die Wahrscheinlichkeit sinkt, dass es sich um eine Pfeifengraswiese des *Molinion* handelt (s. auch 3.4.5). Pfeifengras-Dominanzbestände sind in Niedersachsen nämlich i. d. R. artenarme Degenerationsstadien von Mooren bzw. Sukzessionsstadien ungenutzter bzw. ungenügend gepflegter feuchter Heiden und Borstgrasrasen.

Flutrasen können zwar unabhängig von bestimmten Pflanzengesellschaften auch als Biotoptypen aufgefasst werden (Grünland in häufig überschwemmten Flutmulden von Auen). Sie haben aber kartierungs- und bewertungsmethodisch den großen Nachteil, dass sie nicht selten als kurzlebige Pioniergesellschaften im Intensivgrünland auftreten können (z. B. nach Umbruch in Verbindung mit starker Bodenvernässung oder -verdichtung). So gab es Fälle, wo zweifelhafte Flutrasen bereits wenige Jahre nach ihrer Erfassung trotz konstanter oder extensivierter Nutzung (oder gerade deswegen) nicht mehr aufzufinden waren.

Eine weitere Änderung des gesetzlichen Biotopschutzes resultierte aus dem „Gesetz zur Umsetzung europarechtlicher Vorschriften zum Umweltschutz“ vom 05.09.2002 (v. DRACHENFELS 2004). Demnach ist die Umwandlung von „Ödland“ und „sonstigen naturnahen Flächen“ ab 5 ha Fläche UVP-pflichtig (vgl. NUV-PG, Anl. 1, Nr. 18.3). Dies führte zur Ergänzung von § 28a NNatG um „artenreiches mesophiles Grünland“. Grund dafür war, dass das artenreiche, extensiv genutzte Grünland mittlerer Standorte der einzige im weiteren Sinne naturnahe und flächig auftretende Biotoptyp war, dessen Zerstörung rechtlich ohne weiteres möglich war (anders als z. B. bei Wäldern mit einem Grundschutz nach Landeswaldgesetz). Mit der Aufnahme in den Katalog der gesetzlich geschützten Biotoptypen war vor einer Nutzungsänderung nun ein Verwaltungsakt erforderlich, mit dem ggf. eine Umweltverträglichkeitsprüfung verknüpft werden konnte.

Allerdings wurde dieser Biotoptyp wenige Jahre später durch die neue Landesregierung wieder aus dem Gesetz entfernt. Dafür wurde 2005 der § 33a NNatG eingeführt, der nun „Ödland“ und „sonstige naturnahe Flächen“ einem (gegenüber § 28a sehr eingeschränkten) Schutz zuführte. Das Gesetz definiert diese beiden Kategorien so:

- Ödland: Flächen, die keiner wirtschaftlichen Nutzung unterliegen.
- Sonstige naturnahe Flächen: Flächen, deren Standorteigenschaften bisher wenig verändert wurden.

Ödland fällt somit in die Kategorien der Nutzungstypen und ist lediglich negativ durch das Fehlen einer wirtschaftlichen Nutzung gekennzeichnet. Die sonstigen naturnahen Flächen werden als Standortkategorie definiert. In beiden Fällen ist ein eindeutiger Bezug zu Biotoptypen kaum möglich. Der Begriff „Ödland“ ist zudem eine unzweckmäßige, weil nicht mehr zeitgemäße Bezeichnung, unter die früher u. a. Moore, Heiden und Magerrasen fielen. Aus Sicht des Naturschutzes sind nicht diese, sondern eher die Flächen heutiger Intensivlandwirtschaft „öd“. Auf der anderen Seite können Flächen als Ödland im Sinne des Gesetzes aufgefasst werden, die keine besondere Schutzwürdigkeit aufweisen (z. B. artenarme Sukzessionsflächen auf Industriebrachen mit Altlasten).

Da eine Kartierung derartiger Flächen nicht vorgesehen ist, wurde eine entsprechende Ergänzung des Kartierschlüssels bisher nicht vorgenommen. Für den Vollzug dieses Paragraphen wäre es zweckmäßig, für alle Biotoptypen (die nicht bereits nach § 28a und 28b geschützt sind) festzulegen, ob sie unter die „naturnahen Flächen“ oder „Ödland“ fallen. Dafür wäre es von Vorteil, wenn die Typen oder entsprechende Zusatzattribute die Naturnähe der Standorte und die Nutzung bzw. Nichtnutzung kennzeichnen würden.

Aus diesen Ausführungen wird deutlich, dass ungenaue Bezeichnungen von Lebensraumtypen bzw. -eigenschaften in Gesetzen erhebliche Probleme für die Umsetzung in widerspruchsfreie Biotopklassifikationen nach sich führen können (vgl. auch 6.4.7).

Eine andere Frage ist, wie die Kartierung der gesetzlich geschützten Biotop – unabhängig von einzelnen Definitionsproblemen – in der Praxis umgesetzt wird. Die Erfassung der gesetzlich geschützten Biotop ist in

Niedersachsen Aufgabe der unteren Naturschutzbehörden. Da von Seiten des Landes (abgesehen vom Kartierschlüssel) keine Vorgaben für die Durchführung der Erfassung gemacht wurden, war und ist der Vollzug sehr unterschiedlich. Eine 1996 vom Niedersächsischen Umweltministerium veranlasste Umfrage erbrachte folgende Ergebnisse (unveröffentlichte Auswertung des Verf.):

- 75 % der 52 unteren Naturschutzbehörden gaben an, eine systematische Erfassung der 28a-Biotope durchzuführen bzw. durchgeführt zu haben. Die übrigen 25 % erfassten diese nur im Einzelfall (z. B. bei Bauvorhaben).
- Nur in 25 % dieser Städte und Kreise wurden auch Naturschutzgebiete untersucht, nur in 35% auch Staatsforstflächen.
- Der erste Durchgang der Erfassung war fünf Jahre nach dem Inkrafttreten des § 28a erst in 25% der Städte und Kreise abgeschlossen.

Da die Kartierung zudem nach sehr unterschiedlichen Standards erfolgte (z. B. hinsichtlich Genauigkeit der Abgrenzung, Ermittlung von Flächengrößen der Biotoptypen, Erfassung von Arten, Digitalisierung) ist eine Biototyp-bezogene landesweite Auswertung der Kartierungsergebnisse nicht möglich. Eine regelmäßige Aktualisierung der Daten findet überwiegend nicht statt.

Ein Beispiel für eine systematische Erfassung der gesetzlich geschützten Biotope ist der Landkreis Holzminden. Der Abschlussbericht des beauftragten Büros (UMWELT INSTITUT HÖXTER 1996) beleuchtet einige Probleme: Ausgeklammert wurden (wie in den meisten Kreisen) die Landeswaldflächen (die von der Forstverwaltung kartiert wurden) und die ausgewiesenen Naturschutzgebiete. Letzteres hat den Nachteil, dass die gesetzlich geschützten Biotoptypen von vielen (v. a. älteren) NSG-Verordnungen unzureichend (z. B. weitgehende Freistellung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung) und nicht flächenkonkret geschützt werden.

Der Landkreis wurde nicht flächendeckend abgesehen, sondern es erfolgte auf der Grundlage von CIR-Luftbildern, topographischen Karten und sonstigen vorhandenen Daten eine Vorauswahl von „Verdachtsflächen“. Im weiteren Verlauf der Kartierung erwies sich, dass diese Vorauswahl erhebliche Lücken aufwies, insbesondere aus folgenden Gründen:

- Geschützte Biotope in Wäldern sind im Luftbild meist nicht erkennbar (z. B. kleinere Felsen, bestimmte Waldtypen).
- Kleingewässer wie Quellen sind in den topographischen Karten sehr unvollständig dargestellt.
- Fließgewässer mit geradlinigem Verlauf im Kartenbild (wegen Begradigung keine Verdachtsfläche) wiesen in der Realität vielfach doch naturnahe Strukturen auf.

Eine wirklich vollständige Erfassung der gesetzlichen geschützten Biotoptypen ist nur im Rahmen einer – abgesehen von Ackerflächen und bebauten Flächen – flächendeckenden Begehung möglich, die u. a. alle Grünland-, Wald- und Gewässerbereiche umfasst.

Nach diesem Bericht sowie der Erfahrung des Verf. bei der fachlichen Beratung vieler Kartierungsprojekte sowie Überprüfungen (z. B. für Gerichtsgutachten) sind folgende Probleme dieser Kartierungen hervorzuheben:

- Qualifikation der Kartierer: Für die sichere Ansprache der meisten Biotoptypen sind umfassende vegetationskundliche Erfahrungen und gute Pflanzenartenkenntnisse erforderlich. Diese Voraussetzung war nicht immer gegeben.
- Die Vorgaben des Kartierschlüssels reichten nicht immer aus, um alle in einem vielgestaltigen, großen Flächenland wie Niedersachsen vorkommenden Varianten und Grenzfälle abzudecken. Dies galt v. a. für die ersten Auflagen, die noch recht allgemein gehalten waren. Es sind genaue Erläuterungen erforderlich, die durch eigene Kartierungserfahrungen fundiert sein müssen.
- Besondere Entscheidungsprobleme gibt es bei der Beurteilung der Naturnähe von Gewässern („naturnahe Kleingewässer“, „naturnahe Bach- und Flussabschnitte“).
- Erhebliche Abgrenzungsprobleme entstehen bei fließenden Übergängen zwischen geschützten und nicht geschützten Biotoptypen (v. a. im Grünland und in Wäldern) sowie in unübersichtlichem, schwer zugänglichem Gelände (z. B. Steilhänge).
- Einige Biotoptypen bzw. Bewertungsgrenzfälle können nur im phänologischen Optimum sicher angesprochen werden (z. B. Grünland vor der ersten Mahd) oder erfordern zwei Begehungen (So ist der Binsen- oder Hochstaudenreichtum mancher Nasswiesen erst nach der ersten Mahd voll entwickelt, wenn andere wichtige Kennarten längst verblüht sind).
- Der Ausschluss von Landeswald- und NSG-Flächen führt zu Problemen in den Grenzbereichen (Überprüfung des Grenzverlaufs, Einstufung übergreifender Biotope).
- Die Erfassung und Dokumentation von Objektdaten (v. a. vorkommende Pflanzenarten mit Angaben zur Quantität) ist zur Qualitätssicherung und für die Rechtssicherheit unerlässlich.

Insgesamt hat sich der gesetzliche Biotopschutz aber aus drei Gründen bewährt:

- Er hat den Rückgang vieler stark gefährdeter Biotoptypen durch unmittelbare Zerstörung deutlich gebremst (konnte weitere allmähliche Verluste durch Nutzungsaufgabe aber nicht verhindern).
- Es bedarf keiner fachlichen Begründungen oder Diskussionen mehr, ob oder unter welchen Voraussetzungen z. B. Heiden oder Sümpfe schutzwürdig sind.
- Der Stellenwert und das fachliche Niveau der Biotopkartierung wurden erheblich verbessert.

## 5.6 Erfassung und Bewertung der Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie

Die Umsetzung der „RL 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen“ (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) begann in Niedersachsen im Jahre 1993 mit einer ersten Auswahl geeigneter Gebiete. Bei den Lebensraumtypen von Anh. I (LRT) ergaben sich dabei erhebliche methodische Probleme (s. Abschnitt 6.3.3):

- Die stark pflanzensoziologisch ausgerichtete Typologie unterschied sich in vielen Fällen von den Biotoptypen der landesweiten Biotopkartierung in Niedersachsen. Daher war eine systematische Auswahl der wichtigsten Vorkommen bei einigen LRT nicht möglich.
- Eine Definition der LRT wurde erst später vorgelegt (EUROPEAN COMMISSION 1996) und war auch in der zweiten Fassung von 1999 aus Sicht der Kartierungspraxis mangelhaft (vgl. 6.3.3). Im Ergebnis weicht die Interpretation der LRT auf europäischer und auch auf Ebene der deutschen Bundesländer teilweise deutlich voneinander ab.

Ab 2001 wurde in Niedersachsen damit begonnen, die gemeldeten FFH-Gebiete flächendeckend zu erfassen – zunächst beauftragt durch die Bezirksregierungen und fachlich betreut vom NLÖ. Nach Auflösung dieser Behörden wurde die Arbeit vom NLWKN fortgesetzt. Diese sog. Basiserfassung dient einerseits dem Monitoring und der Berichtspflicht gemäß Art. 11 und 17 der FFH-Richtlinie (durch Dokumentation des Ausgangszustands als Referenz für spätere Erfolgskontrollen und Basis des Monitoring). Andererseits ist sie Voraussetzung für die zielgerichtete Erhaltung und Entwicklung dieser Gebiete, indem sie die Datengrundlage für Pflege- und Entwicklungspläne bzw. für die Festsetzung und Durchführung notwendiger Maßnahmen schafft. Sie besteht aus folgenden Elementen (s. Abb. 9):

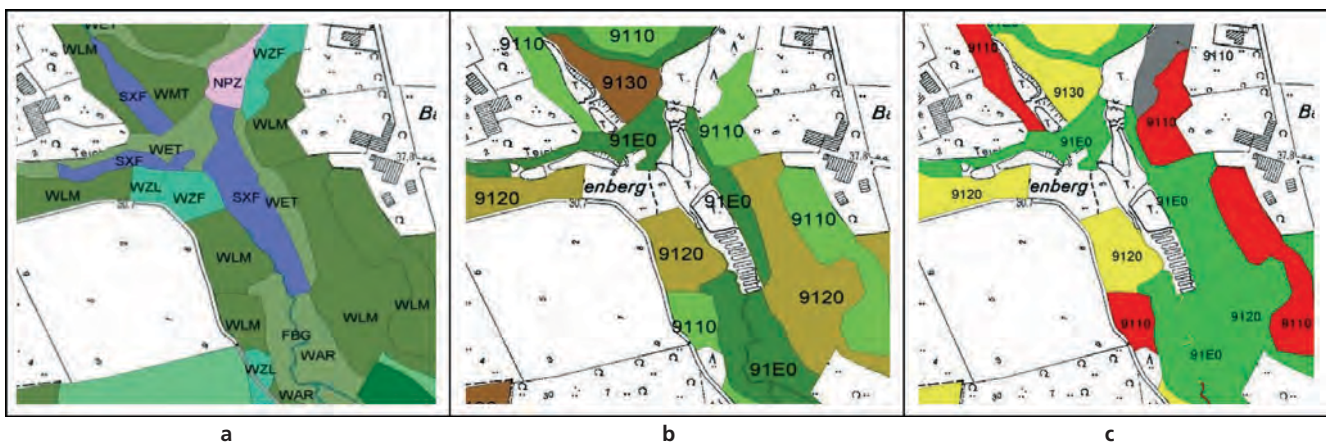
- Flächendeckende Biotopkartierung der FFH-Gebiete nach dem „Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS 1994, 2004).
- Selektive Erfassung der LRT mit Bewertung ihres Erhaltungszustands (s. 4.3.3). Dafür wurden ergänzende Kartierhinweise verfasst und jährlich aktualisiert (v. DRACHENFELS 2008 und frühere Fassungen).
- Erfassung von Objektdaten mit vorgegebenen Erfassungsbögen und deren Verarbeitung mit einem spezifischen, GIS-gestützten Eingabeprogramm. Für jedes Vorkommen eines LRT ist ein Erfassungsbogen zu erstellen, während für sonstige gefährdete Biotoptypen summarische oder exemplarische Erfassungsbögen für das FFH-Gebiet bzw. vorgegebene Teilgebiete (bei großen FFH-Gebieten) ausreichen.

Voraussetzung für die Erfassung der LRT war eine Überarbeitung des Kartierschlüssels (v. DRACHENFELS 2004). Im günstigsten Fall war die Zuordnung der LRT zu bereits bestehenden Biotoptypen möglich. Bei einigen LRT wurde der Bezug durch Einführung neuer Zusatzmerkmale für bestimmte Biotoptypen hergestellt, die sich meist auf Vegetations- oder Standortmerkmale beziehen (z. B. bei Gewässern). In wenigen Fällen wurden zusätzliche Biotoptypen eingeführt. Dies betrifft im Wesentlichen LRT, die sehr kleinflächig auftreten (z. B. LRT 7150 mit Schlenkenvegetation des *Rhynchosporion*) und/oder die spezielle, in Niedersachsen sehr seltene Vegetationsmerkmale aufweisen (z. B. LRT 7210 mit Beständen von *Cladium mariscus*), so dass eine gesonderte Typisierung und Erfassung bis dahin nicht vorgesehen war.

Diese Kartierungen haben inzwischen hinsichtlich ihrer inhaltlichen Genauigkeit und technischen Qualität einen Standard, wie er bei Biotopkartierungen in Niedersachsen zuvor nicht erreicht wurde. Die vielfach eng an bestimmten Pflanzengesellschaften ausgerichteten LRT (s. 6.3.3) stellen allerdings hohe Anforderungen an die Qualifikation der Kartierer und an die Genauigkeit der Erfassung – und daher auch an die Qualitätssicherung durch den Auftraggeber.

Neben der Basiserfassung der FFH-Gebiete resultieren aus den Anforderungen der FFH-Berichtspflicht zwei weitere Kartierungsaufgaben:

- Monitoring des qualitativen Erhaltungszustands der LRT, ebenfalls bezogen auf den Gesamtbestand im Lande. Dazu wird gegenwärtig ein bundesweites Stichprobenverfahren vorbereitet (SACHTELEBEN & BEHRENS 2009). Da es nicht möglich ist, im sechs-jährigen Turnus der FFH-Berichte eine vollständige Erfassung aller Vorkommen dieser LRT durchzuführen, sind Stichproben erforderlich, die in kürzeren Zeitabständen (mindestens 6 Jahre) statistisch abgesicherte Aussagen zur Entwicklung der Bestände ermöglichen.
- Erfassung des Gesamtbestands der LRT im Lande (hinsichtlich Verbreitung und Flächengröße). Dazu bedarf es einer methodisch modifizierten Fortführung der landesweiten Biotopkartierung (s. 5.8).



**Abb. 9: Basiserfassung der FFH-Gebiete in Niedersachsen**  
 links: Flächendeckende Kartierung der Biotoptypen  
 Mitte: selektive Darstellung der FFH-Lebensraumtypen  
 rechts: Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen (A = grün, B = gelb, C = rot, E = grau, s. 4.3.3)  
 Ausschnitte aus BIOS (2003)



## 5.7 Aufbau und Prinzip des Kartierschlüssels für Biotoptypen in Niedersachsen

Wie in den vorherigen Abschnitten angesprochen, soll der „Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS 2004) in seiner aktuellen Fassung folgende Aufgaben erfüllen:

- Vollständige Klassifikation aller niedersächsischen Biotoptypen als Grundlage für flächendeckende Biotopkartierungen
- Definition der in Niedersachsen gesetzlich geschützten Biotoptypen
- Zuordnung der in Niedersachsen vorkommenden FFH-Lebensraumtypen

Die Gliederung der Biotoptypen beruht insbesondere auf folgenden Vorgaben und Kriterien (v. DRACHENFELS 2004: 6 ff.):

- **Kartierbarkeit:** Die Typen sollen im Gelände ohne großen Untersuchungsaufwand erkennbar und abgrenzbar sein.
- **Vollständigkeit der Typen:** Jede beliebige Fläche innerhalb Niedersachsens soll einem der aufgelisteten Typen zuzuordnen sein.
- **Eindeutigkeit der Definition:** Jede Fläche soll möglichst eindeutig nur einem bestimmten Typ zuzuordnen sein.
- **Standortbezug:** Die Standortmerkmale des Lebensraums sind vorrangige Kriterien für die Biotoptypisierung. Jeder Biotoptyp sollte durch definierbare standörtliche Kriterien gekennzeichnet sein.
- **Vegetationsbezug:** Bei standörtlich deutlich differenzierbaren Pflanzengesellschaften orientieren sich die Biotoptypen an Assoziationen oder sogar Subassoziationen (z. B. Wälder), bei anderen eher an Verbänden (z. B. Grünland), Ordnungen oder gar Klassen (z. B. Ruderalfluren), ergänzt um ranglose Dominanzbestände bestimmter Arten (z. B. Adlerfarn, Pfeifengras). Üblicherweise sehr kleinflächige Vegetationstypen wie Hochmoor-Schlenken-, Saum- oder Felsspalten-Gesellschaften werden in weiter gefasste Biotoptypen integriert. Da die gesetzlichen Vorgaben z. T. sehr stark an Pflanzengesellschaften ausgerichtet sind (vgl. § 28b NNatG und Anh. I der FFH-Richtlinie), musste von diesem Grundprinzip teilweise abgewichen werden.
- **Tierökologischer Bezug:** Zusätzlich werden auch tierökologische Kriterien (d. h. die Funktion von Biotopen als Tierlebensraum) herangezogen, z. B. bei der Gliederung der vegetationslosen bzw. -armen Biotope.
- **Orientierung an gesetzlichen Vorgaben:** Zuordnung der gesetzlich geschützten Biotoptypen nach § 28a, § 28b und § 33 (Wallhecken) des Niedersächsischen Naturschutzgesetzes sowie der Lebensraumtypen gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie
- **Eignung für typbezogene Bewertungen:** Die Typen sollen hinsichtlich bewertungsrelevanter Eigenschaften wie v. a. ihrer Gefährdung und Schutzbedürftigkeit möglichst homogen sein. Aus diesem Grund werden schutzbedürftige und besonders gefährdete Biotoptypen differenzierter gegliedert. Um auch als Referenz für die Rote Liste gefährdeter Biotoptypen geeignet zu sein, werden auch solche Biotoptypen berücksichtigt, von denen es nur noch fragmentarische Vorkommen gibt.

- **Kontinuität:** Das Grundprinzip orientiert sich so weit wie möglich an den früheren Kartieranleitungen der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ (von POHL 1979 bis v. DRACHENFELS & MEY 1991).

Die Klassifikation ist nach folgenden Prinzipien aufgebaut (v. DRACHENFELS 2004: 8): „Die Biotoptypen sind gegliedert in Obergruppen (z. B. 1 Wälder), Haupteinheiten (z. B. 1.1 Wald trockenwarmer Kalkstandorte) und Untereinheiten (z. B. 1.1.1 Eichen-Mischwald trockenwarmer Kalkstandorte). Eine sehr weitgehende hierarchische Gliederung in zahlreiche Ebenen wurde bewusst vermieden, um den Kartierschlüssel übersichtlich und handhabbar zu halten. In einzelnen Fällen wurde zwischen Obergruppe und Haupteinheit noch eine Zwischenkategorie (Untergruppe) eingefügt.

Die Reihenfolge der Obergruppen wurde so gewählt, dass zu Beginn diejenigen mit einem hohen Anteil naturnaher Biotoptypen stehen. [...] Nach den naturnäheren Lebensräumen folgen mit Heiden und Magerasen sowie Grünland Obergruppen, deren Biotoptypen überwiegend durch extensive Formen landwirtschaftlicher Nutzung entstanden sind. Am Schluss stehen die am stärksten vom Menschen geprägten Erfassungseinheiten der Äcker und Siedlungsbereiche.“ Bei den spezifischen Biotoptypen der Siedlungsbereiche werden einerseits Biotoptypen, die durch ihre Vegetationsstruktur bzw. ihre bauliche Struktur gekennzeichnet sind, andererseits nutzungsbezogene Biotopkomplexe aufgelistet. Biotope der Grünflächen und der bebauten Bereiche können so – je nach Zweck der Kartierung – entweder als homogene Einzelflächen (z. B. „Scher- und Trittrassen“, „Fläche mit Natursteinpflaster“) oder als komplexe Einheiten (z. B. „Locker bebautes Einzelhausgebiet“) erfasst werden.

Den Haupt- und Untereinheiten der Biotoptypen werden Codes aus Großbuchstaben zugeordnet, die möglichst einen inhaltlichen Bezug zum jeweiligen Biotoptyp haben (s. 5.3). Die Codes der Erfassungseinheiten können als Haupt- oder Nebencodes verwendet werden.

**Hauptcode** bedeutet, dass dem Typ die ganze Fläche oder ein prozentualer bzw. in m<sup>2</sup> angegebener Flächenanteil eines kartierten Bereichs (Polygons) zugeordnet wird.

**Nebencodes** (ohne Flächenangabe) werden in drei Fällen vergeben:

- Überlagerung mit geomorphologischen oder nutzungsbezogenen Erfassungseinheiten (z. B. Hauptcode Nährstoffreiches Stillgewässer, Nebencode Erdfall; Hauptcode Sand-Magerrasen, Nebencode Flugplatz).
- Übergänge von einem zum anderen Biotoptyp (z. B. Eichenwald mit Übergängen zum Buchenwald)
- Sehr kleinflächige bzw. fragmentarische Vorkommen innerhalb anderer Biotoptypen.

Besondere Ausprägungen werden durch **Zusatzmerkmale** gekennzeichnet, die durch Kleinbuchstaben, Zahlen und sonstige Zeichen codiert werden. Dabei handelt es sich u. a. um (vgl. auch Kapitel 8):

- besondere Standorte
- besondere Vegetationstypen (mit Relevanz für die Zuordnung der LRT)
- Nutzungsmerkmale (z. B. Mahd, Brache, Niederwald)

- Altersstadien (v. a. bei Wäldern)
- Bewertungen (gute, mittlere und schlechte Ausprägung)

Die Klassifikation dieser Merkmale und Kriterien als Zusatzmerkmale hat folgende Gründe:

- Sie sind nur fakultativ oder bei bestimmten Kartierungen zu erfassen.
- Sie dienen der Zuordnung von LRT, die aufgrund ihrer pflanzensoziologischen Ausrichtung nicht zum Prinzip der Biotopklassifikation passen.
- Sie dienen der besseren Übersichtlichkeit, indem auf weitere Hierarchieebenen verzichtet wird (z. B. keine Untergliederung der Grünland- und Magerrasentypen in Mähwiesen, Weiden und Brachen innerhalb der Biotoptypklassifikation).

Die Beschreibung der Haupt-Biotoptypen ist in die folgenden Abschnitte untergliedert:

**Definition:** kurze Definition der Haupteinheit, die das Erscheinungsbild, die Standortverhältnisse, prägende Pflanzenarten und ggf. weitere charakteristische Merkmale berücksichtigt

**Untertypen:** kurze Kennzeichnung der Untereinheiten, ggf. mit kennzeichnenden Pflanzengesellschaften

**Kennzeichnende Pflanzenarten:** Auflistung der Pflanzenarten, die die Haupt- bzw. Untereinheit von anderen unterscheiden

**Erfassung aus CIR-Luftbildern:** Hinweise zur Erkennbarkeit der Typen im Color-Infrarot-Luftbild (Maßstab 1 : 10.000).

**Beste Kartierungszeit:** Angabe der für die Kartierung günstigsten und ggf. die darüber hinaus geeigneten Monate

**Besondere Hinweise:** zusätzliche Hinweise zur Ansprache der Biotoptypen, zu Mindestgrößen und -qualitäten der gesetzlich geschützten Biotope und zur Zuordnung der FFH-Lebensraumtypen

In Kapitel 6 sowie im Anhang wird der niedersächsische Kartierschlüssel mit anderen Ansätzen verglichen. Er umfasst 151 Haupt- und 552 Untertypen. Mithilfe der Zusatzmerkmale können mehrere 1000 verschiedene Varianten unterschieden werden. Gegenüber den Kartieranleitungen der meisten anderen deutschen Bundesländer ist er vergleichsweise detailliert und umfangreich. Nur die aktuelle Kartieranleitung von Brandenburg ist noch erheblich komplexer aufgebaut (s. 6.6.3).

## 5.8 Fazit und künftige Anforderungen

Seit den Anfängen des behördlichen Naturschutzes bis in die Mitte der 1970er Jahre bestand die Erfassung schutzwürdiger Biotope aus Verzeichnissen, die überwiegend durch Expertenbefragungen erstellt wurden, sowie textlichen Beschreibungen geschützter und schutzwürdiger Gebiete. Diese enthielten allenfalls sehr grobe Klassifikationen, die keine Biotoptyp-bezogenen Auswertungen ermöglichten. Daneben wurden – angefangen von R. TÜXEN – in ausgewählten Gebieten Vegetationskartierungen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET durchgeführt.

Seit 1977 begann die Erfassung von Biotoptypen, deren Klassifikation zunehmend verfeinert wurde. Die Daten des ersten und des zweiten Durchgangs der landesweiten Biotopkartierung sind nicht unmittelbar vergleichbar, da die Methodik stark verändert werden musste, um den gestiegenen fachlichen Anforderungen gerecht zu werden. Daher sind keine Flächenbilanzen zur Bestandsentwicklung bestimmter Biotoptypen möglich.

Die Anfänge der Biotopkartierung waren von der selektiven Erfassung besonders schutzwürdiger Biotoptypen bzw. Gebiete bestimmt. Dies ist auch weiterhin das vorrangige Ziel. Seit den 1980er-Jahren wurde als zweite wichtige Aufgabe das Prinzip der flächendeckenden Kartierung von Biotoptypen entwickelt, um Planungsräume vollständig inventarisieren und bewerten zu können. Während bei der selektiven Biotopkartierung der Schutz seltener und gefährdeter Biotoptypen im Vordergrund steht, sind es bei der flächendeckenden Erfassung der übrigen Landschaftsteile breiter angelegte planerische Kriterien, bei denen auch Entwicklungsaspekte und andere Schutzgüter relevant sind (z. B. Boden, Wasser, Klima, Erholungseignung). Die Klassifikation musste entsprechend erweitert werden, damit jede beliebige Fläche einem Typ zuzuordnen ist.

Der gesetzliche Biotopschutz, die zunehmende Anwendung Biotoptyp-bezogener Bewertungen in Landschaftsplanung und Eingriffsregelung sowie die Umsetzung der FFH-Richtlinie erhöhten zunehmend die Ansprüche an die Genauigkeit und Einheitlichkeit der Kartierung. Dies führte schrittweise zur Durchsetzung einer landeseinheitlichen Klassifikation, vorgegeben vom „Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen“. Der Einsatz von geographischen Informationssystemen – u. a. mit digitalen, flächendeckend verfügbaren Luftbildern – ermöglicht heute eine erheblich bessere Bearbeitungs- und Darstellungsqualität.

Parallel zu den fachlichen und technischen Fortschritten verlief jedoch seit Mitte der 1990er-Jahre eine gegenläufige politische Entwicklung, die – nicht nur begründet durch Einsparungen zur Sanierung der öffentlichen Haushalte – den Stellenwert und die fachlichen Entfaltungsmöglichkeiten der Biotopkartierung wieder einschränkten.

2009 lässt sich der Stand der Biotopkartierung in Niedersachsen so kennzeichnen:

- Die Daten des zweiten Durchgangs der landesweiten Biotopkartierung sind inzwischen im überwiegenden Teil des Landes zwischen 15 und 25 Jahren alt. Im Landkreis Göttingen wurde zwischen 2006 und 2008 eine Pilotstudie für eine methodisch modifizierte Fortführung der landesweiten Biotopkartierung durchgeführt. Ziel ist die Erfassung des Gesamtbestands der FFH-Lebensraumtypen in Verbindung mit einer selektiven Kartierung sonstiger schutzwürdiger Biotoptypen. Die Umsetzung in einen dritten Durchgang der landesweiten Biotopkartierung ist aber unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen bis auf Weiteres nicht möglich.
- Die Erfassung der gesetzlich geschützten Biotope ist unvollständig geblieben. Eine systematische Aktualisierung findet überwiegend nicht statt. Es bleibt abzuwarten, welche Konsequenzen die Novellierung des Naturschutzrechts in dieser Hinsicht haben wird.

- Die Biotopkartierungen der Landschaftsrahmenpläne beschränken sich auf einen Minimalaufwand und sind für landesweite Auswertungen nicht nutzbar.
- Seit 2001 läuft die systematische und flächendeckende Erfassung der FFH-Gebiete (soweit diese für LRT und nicht nur für Arten gemeldet wurden), so dass für einen Großteil der für den Naturschutz bedeutsamsten Gebiete sukzessive detaillierte und aktuelle Daten vorliegen bzw. vorliegen werden. Außerdem wird ab 2009 der Erhaltungszustand der LRT im Rahmen eines bundesweiten Monitoringkonzeptes überwacht.

Ausgehend von den gesetzlichen Verpflichtungen sind an die Biotopkartierung in Niedersachsen aus naturschutzfachlicher Sicht – unabhängig von den derzeitigen beschränkten Möglichkeiten – künftig folgende Anforderungen zu stellen:

1) Zur vollständigen Umsetzung der Überwachungs- und Berichtspflicht nach der FFH-Richtlinie sowie als Datengrundlage für die Verwaltung ist eine landesweite Erfassung der besonders schutzwürdigen Biotoptypen notwendig, die fortschreitend zu aktualisieren ist. Diese muss den landesweiten Gesamtbestand der LRT ermitteln und sollte außerdem alle sonstigen schutzwürdigen Biotoptypen einbeziehen (zu den Defiziten von Anh. I der FFH-Richtlinie s. 6.3.3).

2) Die Anforderungen des Monitoring nach Art. 11 der FFH-Richtlinie und der Erfolgskontrollen für die Agrarumweltmaßnahmen erfordern die Weiterentwicklung und Umsetzung von Methoden zur Dauerbeobachtung und Bewertung von Biotopen.

3) Damit die Biotopkartierung – anders als bisher – als Monitoring funktioniert, d. h. belastbare Daten zur Veränderung der Landschaft und zur Bestandssituation der Biotoptypen liefert, müssen zwei Bedingungen erfüllt werden:

- Regelmäßige Wiederholung der Kartierung (landesweit alle 10–12 Jahre; auf ausgewählten Dauerprobestellen mindestens alle 5–6 Jahre).

- Methodische Kontinuität, verbunden mit genauen Vorgaben zur Ansprache, Abgrenzung und Flächenermittlung der Biotoptypen

4) Die zunehmende Anwendung von Biotoptyp-bezogenen Bewertungen bei der Beurteilung von Eingriffen macht eine Überprüfung der Klassifikation notwendig (ausreichende Homogenität und Differenzierung im Hinblick auf die Bewertungskriterien).

5) Mit Inkrafttreten des neuen Bundesnaturschutzgesetzes im März 2010 wird voraussichtlich eine Ergänzung der Erfassung der gesetzlich geschützten Biotope um weitere Biotoptypen erforderlich (s. 6.4.7). Sie sollte dann – wie in einigen anderen Bundesländern – in eine landesweite Biotopkartierung integriert werden. Dafür sprechen folgende Gründe:

- Die Erfassung durch die unteren Naturschutzbehörden hat sich nicht bewährt, weil sie nicht zu einem landesweit gleichmäßigen Vollzug der gesetzlichen Vorgaben geführt hat und weil die Daten nicht landesweit auswertbar sind.
- Durch die Bündelung verschiedener Kartierungsaufgaben lassen sich Kosten einsparen.
- Auf diese Weise könnte auch die Landschaftsplanung auf einen landeseinheitlichen Datenbestand zu den Kernflächen mit vorrangiger Bedeutung für den Naturschutz zugreifen.

6) Bei vielen Grundeigentümern und Nutzern land- und forstwirtschaftlicher Flächen sowie Politikern bestehen derzeit erhebliche Vorbehalte gegen Kartierungen. Größere Kartierungsprojekte müssen daher – sofern sie überhaupt noch möglich sind – durch intensive Öffentlichkeitsarbeit vorbereitet und begleitet werden. Das Biotoptypenkonzept sollte daher auch im Hinblick auf seine Kommunizierbarkeit optimiert werden.

7) Das Fehlen verbindlicher Standards und Normen für die Biotopkartierung trägt wesentlich dazu bei, dass die Umsetzung dieser wichtigen Aufgabe stark von außerfachlichen Erwägungen bestimmt wird.

# 6 Analyse verschiedener Biotop- bzw. Habitatklassifikationen

## 6.1 Kriterien für die Analyse der Klassifikationen

### 6.1.1 Kategorien der Typisierung

Aufbauend auf den Definitionen und Erläuterungen in den Kapiteln 3 und 4 werden im Folgenden ausgewählte Klassifikationen auf europäischer, nationaler und Bundesland-Ebene analysiert. Dabei werden folgende Kategorien von Kartiereinheiten (Biotoptypen i.w.S.) unterschieden (mit Buchstabenkürzel für die Tabellen):

**A = Standorttyp (abiotische Standortvoraussetzungen):** Die Bezeichnung des Typs bezieht sich ausschließlich auf einen durch abiotische Merkmale gekennzeichneten Standort (Physiotop). Anders als bei den rein physiognomischen Strukturtypen (s.u.) werden weitere Standortmerkmale wie Klima, Wasser- und Nährstoffversorgung einbezogen. Beispiele: Niedermoor, Kalkfelsen, eutropher See. Im Unterschied zum Biotoptyp bleiben die biotischen Einflüsse auf den Standort (z. B. eines Waldes) und Nutzungen (abgesehen von nachhaltigen Standortveränderungen, etwa durch Bodenabbau) außer Betracht. Standorttypen können dann mit Biotoptypen gleichgesetzt werden, wenn es sich um Extremstandorte handelt, die nicht oder nur unwesentlich durch unterschiedliche Nutzungsformen und Vegetationstypen modifiziert werden.

**N = Nutzungstyp:** Die Bezeichnung des Typs bezieht sich ausschließlich auf die Entstehung oder bestimmte Nutzungsformen. Beispiele: Acker, Sportplatz, Fischteich. Nutzungstypen können dann mit Biotoptypen gleichgesetzt werden, wenn Standort und Vegetation bzw. die Wertigkeit für den jeweiligen Kartierungszweck sehr eindeutig durch die betreffende Nutzung bestimmt werden.

**S = Strukturtyp:** Die Bezeichnung des Typs bezieht sich ausschließlich auf physiognomische Merkmale wie geomorphologische Strukturen (Relief), Wuchsformen der Vegetation oder anthropogene Landschaftselemente bzw. Bauwerke – ohne genauere Standortangaben und ohne Bezug auf eine bestimmte Nutzung oder die Artenzusammensetzung. Beispiele: Feldgehölz, Gebüsch, Wald, Graben, Erdfall, Mauer. Strukturtypen können dann als (grob gefasste) Biotoptypen aufgefasst werden, wenn sie eng mit bestimmten Standort- und Vegetationstypen verknüpft sind (z. B. Röhrichte) oder wenn die Unterschiede in dieser Hinsicht wenig bedeutsam sind (z. B. Hecken). Teilweise sind sie zu klein, um als Biotoptypen i.e.S. gelten zu können, bilden aber aus pragmatischen Gründen sinnvolle Erfassungseinheiten, die in die Klassifikation von Biotoptypen eingegliedert werden können.

**V = Vegetationstyp (weit gefasst, allgemeine Bezeichnung):** Im Gegensatz zu den (Vegetations-)Strukturtypen wird die Artenzusammensetzung in die Typisierung einbezogen, z. B. Buchenwald.

Derartige Vegetationstypen können dann als Biotoptypen gelten, wenn sie durch die Dominanz der namengebenden Pflanzenarten geprägt sind und geringe Standort- oder Nutzungsunterschiede aufweisen, z. B. Schilf-Röhricht.

**P = Pflanzensoziologischer Vegetationstyp** (Pflanzengesellschaft): Die Bezeichnung übernimmt Einheiten der pflanzensoziologischen Klassifikation ohne zusätzliche Angaben zu Nutzung oder Standort. Beispiele: Borstgras-Rasen, Brenndolden-Wiese. Pflanzengesellschaften können dann mit Biotoptypen gleichgesetzt werden, wenn sie hinsichtlich der Standorte und der Nutzungen eindeutig bestimmt sind und ohne vegetationskundliche Arbeitsmethoden (Vegetationsaufnahmen und -tabellen) eindeutig anzusprechen sind. Die namengebenden Pflanzenarten sollten in allen Beständen des Typs obligatorisch vorkommen.

**Z = Zoozönosetyp:** Der Lebensraum wird durch das Vorkommen von Tierarten gekennzeichnet (so wie der Vegetationstyp durch Pflanzenarten). Ein Zoozönosetyp entspricht einem Biotoptyp, wenn die Tierarten den Lebensraum in seiner abgrenzbaren Erscheinung wesentlich prägen. Dies gilt vorrangig für einige marine Biotope (v. a. zoogene Riffe). Er entspricht dem Prinzip einer Pflanzengesellschaft, wenn die Tierarten in der Typbezeichnung als Kennarten für Zoozönosen verwendet werden (z. B. Forellenregion bei Fließgewässern).

**B = Biotoptyp (i.e.S.):** Biotoptypen im Sinne der Biotopkartierung sollen i. d. R. eine Kombination aus Standort- und Struktur- bzw. Vegetationsmerkmalen beinhalten. Auch Nutzungsmerkmale werden einbezogen, wenn diese zusätzlich bestimmend sind. Gewässerbiootope sind durch Standortmerkmale typisierbar, müssen aber zusätzlich zumindest hinsichtlich ihrer Naturnähe/Struktur gekennzeichnet werden. Beispiele: Bodensaurer Buchenwald, Kalk-Magerrasen, Naturnahes dystrophes Stillgewässer, Strandhafer-Weißdüne.

Einige Erfassungseinheiten sind nach der Bezeichnung Mischtypen, z. B. „Brenndolden-Auenwiesen (*Cnidion dubii*)“. Die Bezeichnung „Brenndolden-Auenwiesen“ kann durch den Standortbezug als Biotoptyp aufgefasst werden, der Zusatz „*Cnidion dubii*“ verdeutlicht aber, dass eine bestimmte Pflanzengesellschaft (Verband) gemeint ist. Es ist nach der Bezeichnung unklar, ob tatsächlich alle Grünlandflächen mit dieser Pflanzengesellschaft dazu gehören, auch wenn sie nicht in einer Aue liegen. Da der Vegetationstyp zudem nicht obligatorisch durch Vorkommen der Brenndolde charakterisiert ist, ist die Bezeichnung für einen Biotoptyp i. e. S. ungeeignet.

**K = Komplextyp:** Die Bezeichnung bezieht sich auf komplexe Landschaftstypen (chorische Naturraumeinheiten), die aus verschiedenen Standort- und Vegetationstypen bestehen oder bestehen können. Beispiele: Ästuar, Talniederung, Streuobstwiese. Komplextypen sollten nur dann mit Biotoptypen gleichgesetzt werden, wenn die potenziell enthaltenen Habitate nicht auch in anderen Erfassungseinheiten vorkommen, bzw. wenn deren gesonderte Erfassung nicht erforderlich ist. Nutzungstypen sind oft ebenfalls Komplextypen.

Nicht als Komplextypen betrachtet werden Lebensräume, die (im Idealfall) immer durch ein kleinräumiges Mosaik bzw. eine bestimmte Zonierung von Biotopelementen (bzw. sehr kleinflächigen Pflanzengesellschaften) gekennzeichnet sind, z. B. Stillgewässer oder Hochmoore (vgl. T).

**T = Biotopelementtyp (Teilstruktur):** Typen, die sich auf ein unselbstständiges Partialsystem eines Ökosystems (z. B. die Schicht eines Biotops) beziehen. Wenn es sich dabei um in der Vertikalen angeordnete Schichten eines Biotops handelt, sind sie als Erfassungseinheiten der Biotopkartierung nicht geeignet (z. B. Grundwasser oder das Benthon von Gewässern). In der Horizontalen angeordnete Biotop-elemente können dagegen gesondert abgegrenzt werden (z. B. Verlandungszonen eines Sees, Altholzgruppe eines Waldes).

Werden Benthon und Pelagial eines Gewässers separat klassifiziert, sind es Biotop-elemente. Dienen dagegen abgrenzbare Merkmale des Benthons bzw. Benthos der Typisierung eines Meeresbereichs inkl. Pelagial (das keine zur Binnenabgrenzung geeigneten Merkmale aufweist), wäre es ein kartierbarer Biotoptyp.

Einige Vegetationstypen treten üblicherweise nur sehr kleinflächig als Element bestimmter anderer Vegetationstypen bzw. bestimmter Biotoptypen auf. Sie können nicht als Einzelelemente existieren. Derartige Pflanzengesellschaften erfüllen nicht die Voraussetzung eines eigenständigen Ökosystems oder Biotops. Beispiele:

- Bulten- und Schlenken-Gesellschaften von Mooren
- Pflanzengesellschaften der Felsspalten und Felsbänder
- Tauch- und Schwimmblatt-Gesellschaften der Gewässer

Diese Vegetationstypen sollten daher als Strukturelemente weiter gefasster Biotoptypen aufgefasst werden. Neben diesen Grundtypen gibt es noch zwei zusätzliche Kategorien von Typisierungen:

**w = wertende Typisierung:** Bezeichnungen wie „naturnah“, „beeinträchtigt“ oder „Forst“ sind tendenziell oder eindeutig wertend. Aus pragmatischen Gründen und aufgrund gesetzlicher Vorgaben sind wertende Typbezeichnungen vielfach erforderlich. Wie bereits erläutert wurde, beinhalten naturschutzbezogene Klassifikationen von Biotopen grundsätzlich Wertungen (s. 4.1), auch wenn die Typen ohne wertende Adjektive bezeichnet werden. Es sollte angestrebt werden, dass für die Bewertung maßgebliche Merkmale in den Typbezeichnungen durch objektiv nachvollziehbare Parameter gekennzeichnet werden.

Zwei Beispiele sollen dies verdeutlichen, wobei die Alternativen jeweils nicht inhaltsgleich sind:

- Naturnahes Kleingewässer: Diese Bezeichnung kann als Wertung der aktuellen Ausprägung im Vergleich zu einem als natürlich angenommenen Idealzustand aufgefasst werden. Es lässt sich aber ebenso nachvollziehen, dass „naturnah“ eine begriffliche Umschreibung des objektiven Sachverhalts ist, dass dieses Kleingewässer wesentliche Merkmale natürlicher, vom Menschen unbeeinflusster Ausprägungen aufweist. Aus diesem Blickwinkel ist „naturnah“ eine kurz gefasste Kennzeichnung von Struktur-, Nutzungs- und Standortmerkmalen und nur indirekt wertend (weil „naturnah“ aus Sicht des Naturschutzes einen höheren Wert hat als „naturfern“).

- Natürlich entstandenes Kleingewässer: Das Adjektiv „natürlich“ könnte zwar grundsätzlich als wertend eingestuft werden. In diesem Kontext kennzeichnet es aber den wertfreien Sachverhalt, dass das Gewässer nicht vom Menschen angelegt wurde, sondern Ergebnis natürlicher Prozesse ist.
- Bachlauf, mäßig beeinträchtigt: Diese Bezeichnung beinhaltet eine eindeutige Abwertung gegenüber einem gut bewerteten Zustand und ist ohne genaue Definition nicht operabel.
- Bachlauf, mäßig ausgebaut: Auch diese Bezeichnung kann als wertend begriffen werden, engt die Beeinträchtigung aber auf einen besser nachvollziehbaren Parameter ein. Der Ausbaugrad an sich ist eine wertfreie Standorteigenschaft. Wenn also das Adjektiv „mäßig“ einen bestimmten technischen Ausbaugrad kennzeichnet, so ist diese Bezeichnung an sich wertfrei.

Wichtiger als die Bezeichnung ist auf jeden Fall die Definition, die tendenziell wertende Formulierungen mit objektiv feststellbaren Merkmalen hinterlegt.

**g = geographische Typisierung:** Dabei werden (Unter-) Typen nach ihrer geographischen Verbreitung unterschieden, teilweise in Verbindung mit dem Vorkommen bestimmter Pflanzengesellschaften oder -arten. Dieser biogeographisch ausgerichtete Ansatz findet sich v. a. bei europäischen Klassifikationen (s. 6.3). Ein Sonderfall ist die Unterscheidung von Nordsee- und Ostsee-Biotopen, weil sich diese Meere nicht nur hinsichtlich der geographischen Lage, sondern auch ökologisch (v. a. hinsichtlich Salzgehalt und Tideeinfluss) deutlich unterscheiden (vgl. 6.4.2).

Die Zuordnung der Kategorien erfolgt aufgrund der Bezeichnung der Erfassungseinheit. Ihre Definition kann aber enger oder weiter gefasst sein. So wurde der Standorttyp „Niedermoor/Sumpf“ der landesweiten Biotopkartierung in Niedersachsen durch seine Definition zu einem Biotoptyp, der zusätzlich durch bestimmte Vegetationsmerkmale gekennzeichnet ist (vgl. v. DRACHENFELS & MEY 1991). Im Idealfall sollten Bezeichnung und Definition kongruent sein, was bei den Typbezeichnungen vorliegender Klassifikationen aber vielfach nicht der Fall ist. Dies ist meist dadurch begründet, dass in erster Linie eine leicht verständliche, kurze Typbezeichnung gewählt wurde, während die maßgebliche Definition erheblich umfangreicher ist.

Bei der Analyse der Klassifikationen werden für die verschiedenen Ebenen folgende Begriffe verwendet:

- Obergruppen: Kategorien der obersten Hierarchieebene (z. B. Wälder). Bei der Vorstellung einzelner Klassifikationen wird ggf. die dort verwendete Bezeichnung „Hauptgruppe“ für die oberste Hierarchieebene zitierend übernommen.
- Untergruppen: Kategorien der mittleren Hierarchieebenen
- Haupttypen: als Kartierungseinheiten vorgesehene Haupteinheiten der unteren Hierarchieebenen
- Subtypen (Untertypen): eng gefasste Einheiten der untersten Hierarchieebene bei stark differenzierten Klassifikationen

Haupt- und Subtypen werden zusammengefasst auch als Biotoptypen bezeichnet.

Tab. 36: Übersicht der Kategorien der Biotoptypisierung

Kategorie der Typisierung	maßgebliche Parameter	Beispiele
B Biotoptyp	alle Merkmale, die die Funktion als Lebensraum wesentlich bestimmen (i. d. R. abiotischer Standort, Struktur und Vegetation, ggf. Nutzung)	Bodensaurer Buchenwald, Kalkmagerrasen
K Biotopkomplextyp	heterogener Standortkomplex und/oder heterogener Vegetationskomplex	Ästuar
T Biotopelement-Typ	unselbstständige Elemente von Biotopen	Hochmoorbulte
A Abiotischer Standorttyp	v. a. Merkmale des Wasser- und Stoffhaushalts	kalkreiches, nährstoffarmes Quellmoor
V Vegetationstyp (weit gefasst)	Die Typisierung bezieht sich nur auf die Artenzusammensetzung der Vegetation, meist bezogen auf dominante Arten. Der Standortbezug ergibt sich allenfalls indirekt über die Zeigerwerte der betreffenden Pflanzenarten.	Buchenwald
P Pflanzensoziologischer Vegetationstyp	Pflanzengesellschaft	Hainsimsen-Buchenwald
S Strukturtyp	Landschafts- oder Vegetationsstruktur, ohne Berücksichtigung chemisch-physikalischer Standorteigenschaften und der Artenzusammensetzung	Hecke, Graben, Felsen
N Nutzungstyp	Menschliche Nutzung der Fläche. Ein Bezug zum Standort und zur Vegetation ergibt sich allenfalls indirekt über deren Einfluss auf die Nutzungseignung sowie den Einfluss der Nutzung auf Standort und Vegetation.	Niederwald, Mähwiese, Sportplatz, Deponie
w Typ mit wertender Bezeichnung	Werteinstufungen, meist in Bezug auf die Naturnähe (immer in Kombination mit mindestens einer anderen Kategorie der Typisierung)	naturnahes Kleingewässer, mäßig beeinträchtiger Bachlauf
g Typ mit geographischer Bezeichnung (Verbreitungsgebiet)	Typisierung aufgrund der geographischen Verbreitung (meist in Kombination mit einem Vegetationstyp)	„Harz <i>Mesobromion</i> “ (vgl. CORINE, EUNIS)

### 6.1.2 Differenzierungsgrad der Klassifikation

Bei jeder Typisierungsvariante können weite, sehr allgemein gehaltene Fassungen, Typen mittlerer Genauigkeit und eng definierte Typen unterschieden werden. Der Genauigkeitsgrad wird wie folgt klassifiziert:

1 = Sammelkategorie, Obergruppe (z. B. Wald)

2 = weit gefasster Typ, der mehrere deutlich verschiedene Vegetations- und Standorttypen beinhaltet (z. B. Auwald)

3 = mäßig genau gefasster Typ, der auf einen deutlicher umrissenen Standort- und Vegetationstyp bezogen ist (entspricht oft pflanzensoziologischen Verbänden), der aber für Bewertungsfragen noch

weiter unterteilt werden sollte (z. B. Erlen- und Eschen-Auwald)

- 4 = genau gefasster Typ, der für die meisten Bewertungsfragen ausreichend detailliert ist (z. B. Erlen- und Eschen-Auwald basenreicher Standorte)
- 5 = sehr genau gefasster Typ, der in etwa das Maximum an Differenzierungsmöglichkeiten im Rahmen von Biotopkartierungen darstellt (z. B. Eschenwald basenreicher Bachauen des Berglands)

Welcher Differenzierungsgrad ausreicht, hängt vom jeweiligen Zweck der Kartierung ab. In der Regel sollten naturschutzfachlich bedeutsame Lebensräume für Bewertungen des Arten- und Biotopschutzes

Tab. 37: Beispiel für die Eignung eines weit gefassten Biotoptyps und möglicher Untertypen für Bewertungen

Biotoptyp	Naturnähe	Empfindlichkeit		Regenerationsfähigkeit	Gefährdung	Schutzwürdigkeit
		Wasserhaushalt	Eutrophierung			
Seggenreiche Nasswiese	3	2	1	2	1	2
Seggenreiche Nasswiese nährstoffreicher Standorte	3	2	3	2	2	3
Seggenreiche Nasswiese auf nährstoffreichem Niedermoor	3	3	3	3	3	3

Erläuterung: Der weit gefasste Typ ist für Bewertungsfragen zu heterogen. Im Detail ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen mageren Ausprägungen (insbesondere Streuwiesen des *Molinion*) und nährstoffreichen Varianten (z. B. eutrophe Varianten von *Calthion*-Wiesen). Diese unterscheiden sich in der Empfindlichkeit gegen Nährstoffeinträge und hinsichtlich ihres Gefährdungsgrads erheblich.

mindestens die Kategorie 4 erreichen, während bei stark anthropogen geprägten Biotopen die Stufen 2 oder 3 vollkommen ausreichen.

Im Hinblick auf Bewertungsfragen kann die Eignung der Typen auf dieser Grundlage jeweils in drei Stufen bewertet werden (s. Tab. 37):

- 1 = Typisierung zu ungenau
- 2 = Typisierung für allgemeine Bewertungen überwiegend ausreichend
- 3 = Typisierung für die üblichen Bewertungen ausreichend (auch für anspruchsvollere Fragestellungen)

### 6.1.3 Eignung als Erfassungseinheit von Biotopkartierungen

Neben der Art der Typisierung und ihrer Genauigkeit muss auch geprüft werden, ob ein Biotoptyp aus Sicht der Praxis als Erfassungseinheit von Biotopkartierungen methodisch geeignet ist. Für die üblichen Biotopkartierungen, die von Behörden beauftragt werden (oder von Nutzern zur Erfüllung gesetzlicher Verpflichtungen bei der Prüfung von Umweltauswirkungen) gilt:

- Kartierungen stellen die Biotope zweidimensional dar. Habitattypen, die unter der Erdoberfläche oder unter Wasser liegen, sind grundsätzlich nicht darstellbar.
- Die Kartierer sind i. d. R. Generalisten, die alle Biotoptypen erfassen können müssen. Typen, deren Erfassung Spezialkenntnisse (z. B. bei Artengruppen wie Flechten, in Geologie oder Limnologie) erfordern, sind weniger geeignet. Ein Mindestmaß an Artenkenntnissen muss aber vorausgesetzt werden.
- Die Merkmale müssen i. d. R. im Gelände erkennbar sein. Merkmale, die z. B. Laboruntersuchungen erfordern (z. B. Gehalt an bestimmten Nährstoffen), sind ungeeignet.
- Die Biotope werden i. d. R. nur ein- oder zweimal im Verlauf einer Vegetationsperiode aufgesucht. Aus diesem Grund können Merkmale wie Nutzungsintensität oder Wasserstandsschwankungen nur eingeschränkt beurteilt werden.
- Die Bearbeitungszeit pro Fläche ist begrenzt. So muss etwa bei der Erfassung der niedersächsischen FFH-Gebiete aus finanziellen Gründen mit einer durchschnittlichen Kartierungszeit von 15 min pro ha kalkuliert werden. Je nach Qualität des Biotops schwankt dabei die tatsächliche Kartierzeit meist zwischen wenigen Minuten (großflächiges Intensivgrünland, Fremdh Holzbestände) und etwa 1 bis 3 Stunden pro ha (kleinteilige Biotopkomplexe mit besonderem Arteninventar).
- Von Vorteil sind die Biotoptypen, deren Bezeichnungen auch ohne Definition unmissverständlich sind. Erfahrungsgemäß werden sehr komplexe Definitionen häufig nicht gründlich gelesen, missverstanden oder (oft unbewusst) durch eigene Vorstellungen der Kartierer ersetzt – umso mehr je ungenauer (oder sogar irreführender) die Bezeichnung des Typs ist.

Bei der Eignung als Erfassungseinheit werden folgende Kategorien unterschieden:

- 1 = Typ methodisch oder inhaltlich nicht sinnvoll, für Biotopkartierungen ungeeignet

- 2 = Typ nur eingeschränkt sinnvoll, v. a. aufgrund von Abgrenzungsproblemen schlecht geeignet
- 3 = Typ grundsätzlich sinnvoll, aber Erfassung wegen notwendiger Spezialkenntnisse und/oder hohem Aufwand (Technik, Bearbeitungszeit) schwierig
- 4 = mittlere bis gute Eignung, aber geringe bis mäßige Abgrenzungs- oder Definitionsprobleme
- 5 = sehr gute Eignung, Typ weitgehend selbsterklärend

Die Bewertung bezieht sich vorrangig auf die Verhältnisse in Niedersachsen. Ein Teil der hier ungünstig bewerteten Typen könnte in anderen Regionen ggf. aufgrund anderer (z. B. großflächigerer) Ausprägungen anders bewertet werden.

Einen Sonderfall stellen die marinen Biotoptypen dar. Sie erfordern grundsätzlich spezielle Kartiermethoden. Die übliche Bearbeitungsmethode der Biotopkartierung (Luftbildauswertung und Begehung) ermöglicht für das Sublitoral keine Erfassung verschiedener, nach Merkmalen des Benthals definierter Typen. Da derartige Typen aber fachlich notwendig sind, wird deren Eignung pauschal mit 3 bewertet.

## 6.2 Globale Klassifikation der Ökosysteme

ELLENBERG (1973) legte erstmals eine Klassifikation von Ökosystemen vor, die alle Klimazonen der Erde berücksichtigt. Er verwendete dabei nicht den Begriff „Ökosystemtyp“, sondern vertrat die Auffassung, dass die Bezeichnung „Ökosystem“ sowohl für ein konkretes Objekt als auch für einen Typus gilt. Hauptkriterien für diese Gliederung „nach funktionalen Gesichtspunkten“ sind:

- vorherrschende Lebensmedien (Luft, Wasser, Boden)
- Biomasse und Produktivität der Primärkonsumenten
- begrenzende Faktoren für die Produktivität
- regelmäßige Stoffgewinne oder -verluste
- relative Rolle der sekundären Produzenten
- Rolle des Menschen

Daraus ergibt sich auf den oberen Hierarchiestufen folgende Gliederung (Auszug, beschränkt auf Ökosysteme mit Vorkommen in Mittel- und Westeuropa):

- Oberste Hierarchie: Globales Ökosystem (Biosphäre)
- 1. Obergruppe: Natürliche oder naturnahe Ökosysteme (Stoffhaushalt in erste Linie von der [aktuellen] Sonnenenergie abhängig)
- Erste Untergruppe: Gewässer (M+L)
- M Marine Ökosysteme
- M1 Ozeanische Ökosysteme (Untergliederung nach Trophie und Oberflächentemperatur)
- M2 Neritische Ökosysteme (küstennahe Meere)
- M3 Marin-littorale Ökosysteme (Untergliederung nach Substrat und Andauer der Wasserbedeckung, z. B. M3.6 Schlickwatten und als Untertypen u. a. M3.620.2 Marschrasen, M3.620.3 Watt-Pionierrasen)
- M4 Binnen-Salzseen (Untergliederung nach Salzgehalt)
- M5 Ästuare
- M6 Salzige Grundwasser-Ökosysteme
- L Limnische Ökosysteme (Salzgehalt  $\leq 5 \text{ ‰}$ )
- L1 tiefe Süßwasserseen (Untergliederung nach Trophie, z. B. L 1.1 Oligotrophe Seen)
- L2 Flache Süßwasserseen und Teiche
- L3 Süßwassertümpel

- L4 Permanente Fließgewässer (Untergliederung nach Abschnitten von „L 4.1 Eucronen“ bis „L 4.8 Hypopotamon“)
- L5 Temporäre Fließgewässer
- L6 Unterirdische Binnengewässer
- L7 Thermalquellen

Zweite Untergruppe: Land-Ökosysteme (S+T)

- S Semiterrestrische Ökosysteme
- S1 Sphagnum-Moore
- S2 Laubmoos-Moore
- S3 Seggenmoore
- S4 Zwergstrauch- und Strauchmoore
- S5 Waldmoore
- T Terrestrische Ökosysteme
- T1 Dichtgeschlossene Wälder
- T1.4 Winterkalt-humide immergrüne Nadelwälder
- T1.6 Kältekühle Wälder
- T3 Gebüsche (z. B. T 3.7 Kältekühle Gebüsche)
- T4 Zwergstrauchheiden
- T5 Baumfähige Grasländer (T 5.2 Grasheiden, T 5.3 Magerwiesen, T 5.4 Düng-Grasland)
- T6 Baumfeindliche Grasländer (u. a. T 6.4 Alpine Matten)
- T8 Wüstenähnliche Ökosysteme (T 8.1 Offene Dünen, T 8.3 Gesteinsfluren)
- T9 Kulturpflanzen-Bestände (z. B. T 9.1 Holzplantagen, T 9.7 Getreideäcker, T 9.9 Gärten)

2. Obergruppe: Urban-industrielle Ökosysteme (Haushalt in erster Linie von zusätzlichen Energiequellen abhängig)  
[Klassifikation noch nicht entwickelt]

Der globale Bezug und die Unvollständigkeit der mittleren und unteren Hierarchiestufen bedingen, dass dieser Gliederungsentwurf mit den vorliegenden Biotopklassifikationen nur teilweise vergleichbar ist. Bemerkenswert sind folgende Eigenheiten:

Die marinen Ökosysteme enthalten u. a. auch Salzwiesen und Salzseen des Binnenlands, maßgeblich für diese Obergruppe ist somit der Salzgehalt. Die Tiefenzonen der Meere (ebenso der limnischen Seen) werden als Schichten aufgefasst, die ELLENBERG als „Topo-Partialsysteme“ bezeichnet. Vor diesem Hintergrund erscheint es diskussionsbedürftig, das Grundwasser als eigenes Ökosystem zu klassifizieren. Er begründet dies mit einer größeren Eigenständigkeit, trotz unselbstständigen Stoffhaushalts.

Die Gliederung der limnischen Ökosysteme entspricht weitgehend den üblichen Biotopklassifikationen.

Die semiterrestrischen Ökosysteme umfassen alle naturnahen Moore und Sümpfe. Die Untergliederung erfolgt vorrangig nach Vegetationsstruktur (Moose, Seggen, Sträucher, Bäume). Verschiedene Biototypen wie Binsensümpfe oder Landröhrichte können aufgrund der unvollständigen Klassifikation nicht zugeordnet werden. Außerdem ergeben sich Überschneidungen (z. B. bei moosreichen Seggenmooren).

Die terrestrischen Ökosysteme werden ebenfalls vorrangig nach Vegetationsstruktur untergliedert (Wälder, Gebüsche, Zwergstrauchheiden, Grasland, vegetationsarme Flächen). Auch hier weist die Klassifikation viele Lücken auf (z. B. dicht bewachsene Graudünen der Küste, Ruderalfluren, Höhlen). Die Gruppe der Kulturpflanzenbestände (T 9) wird aufgrund stärkeren anthropogenen Einflusses abgetrennt.

Insgesamt weist die Klassifikation noch einen deutlichen Entwurfscharakter auf und kann für regionale, auf Vollständigkeit angelegte Klassifikationen allenfalls eine grobe Orientierung bieten.

## 6.3 Biototypenlisten für Europa

Mit zunehmender Bedeutung der rechtlichen Vorgaben der Europäischen Union sowie der internationalen Zusammenarbeit steigt auch der Stellenwert europäischer Klassifikationen von Lebensräumen. Im Idealfall würden alle nationalen und regionalen Klassifikationen auf einem europäischen Rahmen aufbauen. Dies ist zumindest in Deutschland bisher aus zwei Gründen nicht der Fall:

- Die maßgeblichen regionalen Klassifikationen der Bundesländer sind sehr viel älter und können im Hinblick auf die Auswertbarkeit der Daten nicht ohne weiteres durch andere ersetzt werden.
- Die vorliegenden europäischen Klassifikationen sind bisher nicht praktikabel. Dies soll im Folgenden gezeigt werden.

### 6.3.1 CORINE biotopes

Das CORINE-Programm war ein Projekt der EU-Kommission zur

- Sammlung von Umweltdaten,
- Koordination und Unterstützung internationaler, nationaler und regionaler Initiativen zur Umweltinformation,
- Entwicklung einer methodischen Basis für die Vergleichbarkeit von Daten auf EU-Ebene.

Dazu gehörte das „CORINE-biotope“-Projekt, das zwischen 1985 und 1990 durchgeführt wurde. Diese und alle folgenden Angaben beruhen auf: COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES [...] (1991a, b). Gegenstand der Analyse ist dabei die Habitatklassifikation, die im „CORINE biotopes manual“ zusammengestellt ist. Der englische Text wurde dabei bewusst relativ wörtlich übersetzt, was manche etwas hölzern wirkende Formulierung begründet. In einzelnen Fällen werden zusätzlich Originalzitate angefügt, da die Übersetzung nicht immer zweifelsfrei möglich war. Bemerkenswert ist, dass der Begriff Biotop in diesem Projekt ein schutzwürdiges Gebiet bezeichnet (s. 3.1.1), während die Lebensräume als *habitats* bzw. *habitat types* bezeichnet werden.

Die Klassifikation der Habitate („typological list“) sollte folgende Ziele erfüllen:

1. Identifizierung aller Lebensgemeinschaften bzw. Ökosysteme („communities“), die eine oder mehrere der folgenden Bedingungen erfüllen:
  - ausreichende Fläche, um für Tierarten mit großen Raumansprüchen bedeutsam zu sein
  - Bedeutung für die Landschaftsgestalt („physiognomically significant in the landscape“)
  - Bedeutung für das Überleben besonderer Populationen seltener oder gefährdeter Arten
  - notwendige Elemente größerer Ökosysteme
  - Eigenwert aufgrund besonderer ökologischer Merkmale oder wegen ihrer Schönheit („aesthetic value“)
2. Ausgewogene Berücksichtigung sowohl seltener natürlicher oder naturnaher Lebensräume als auch weiter verbreiteter halbnatürlicher, extensiv genutzter Habitate, die den größten Anteil an der Mehrzahl der Habitate größerer Tiere in Europa haben.



3. Ausreichende Flexibilität zur Anpassung der Klassifikation an besondere Bedürfnisse (z. B. Untergliederung für lokale Besonderheiten).
4. Leichte Erkennbarkeit für Personen, die mit Datensammlung, Monitoring und Naturschutz-Entscheidungen beschäftigt sind.
5. Kompatibilität mit anderen bestehenden Entwürfen, insbesondere auf europäischer Ebene.

Diesen Zielen dienen folgende Eigenschaften der Klassifikation:

- Hierarchischer Aufbau mit Dezimalcodes
- Orientierung an der pflanzensoziologischen Klassifikation, aber ergänzt um weitere Kriterien
- Kompatibilität mit zwei weiteren Projekten auf europäischer Ebene: Erstellung einer Karte der natürlichen Vegetation (EUROPEAN COMMISSION 1987) und Entwicklung einer Klassifikation europäischer Ökosysteme (GÉHU 1984)
- Erstellung eines Handbuchs mit kurzen Beschreibungen und Aufzählung vorkommender Pflanzenarten

Die Klassifikation bezieht sich vorrangig auf im weiteren Sinne natürliche oder naturnahe Lebensräume. Stärker vom Menschen geprägte Habitate werden überwiegend nur summarisch abgehandelt. Die Einheiten werden sieben Obergruppen zugeordnet (wobei der Gliederungspunkt 7 nicht vergeben wurde):

- 1 Küstenlebensräume und Salzvegetation
- 2 Nicht-marine Gewässer
- 3 Gebüsche und Grasland
- 4 Wälder
- 5 Moore und Sümpfe
- 6 Binnenländische Felsen, Halden und Sande
- 8 Agrarland und künstliche Landschaften

Da die aktuellere und umfassendere EUNIS-Klassifikation (s. 6.3.2) sehr ähnlich aufgebaut ist, werden die CORINE-Typen hier kürzer abgehandelt:

**1 Küstenlebensräume und Salzvegetation:** Die Biotope der Meere, Küstengewässer und Wattflächen wurden nur sehr grob klassifiziert, da sie keinen Schwerpunkt des CORINE-Programmes bildeten. Es fällt auf, dass die Ästuare und tidebeeinflussten Flüsse zu dieser Obergruppe gehören, Lagunen und sonstige brackige Stillgewässer dagegen zur Obergruppe 2.

Die Halophytenvegetation (Küsten und Binnenland) der Untergruppe 15 („Salt marshes, salt steppes and gypsum scrubs“) wurde auf der Basis von Pflanzengesellschaften typisiert (je nach Typ orientiert an pflanzensoziologischen Ordnungen, Verbänden oder Assoziationen). Die atlantischen Salzwiesen sind besonders stark differenziert. Dabei werden die Untertypen unterhalb der Verbandsebene (*Puccinellion maritimae*, *Armerion maritimae*) nach bestimmten, meist dominanten Arten benannt, z. B. 15.332 „*Plantago maritima*-dominated formations“, 15.333 „*Festuca rubra* or *Agrostis stolonifera* swards“. Auf der untersten Ebene wird somit vom Bezug auf das System von BRAUN-BLANQUET abgewichen<sup>11)</sup>. Der pflanzensoziologische Bezug bedingt, dass weder Standorte noch Vegetationsstruktur vorrangige Gliederungskriterien sind, sondern Pflanzengesellschaften bzw. -arten. Es handelt sich somit um Vegetations- und nicht um Biotoptypen.

Dagegen sind die Küstendünen stärker nach Standorten gegliedert, wobei diese weitgehend deckungsgleich mit Vegetationstypen sind (Vordünen, Weißdünen, Graudünen, Braundünen, feuchte Dünentäler). Neben den standortbezogenen Typen stehen Vegetationstypen der Gebüsche und Wälder. Unzweckmäßig erscheint, dass die feuchten Dünentäler einmal als Standorttyp bei den Küstenlebensräumen und außerdem ihre Vegetationstypen in der Obergruppe der Moore und Sümpfe klassifiziert sind.

**2 Nicht-marine Gewässer:** Die Untergruppen 21 „Lagoons“ und 23 „Standing brackish and salt water“ würden besser zur Obergruppe 1 passen, die auch alle (semi-)terrestrischen Salzbiotope umfasst (auch die des Binnenlandes).

Die Still- und Fließgewässer mit Süßwasser werden getrennt nach Wasserkörper (Standorttypen bzw. Fischregionen), Wasservegetation und amphibischer Vegetation (Pflanzengesellschaften) klassifiziert (Beispiel s. Tab. 38). Die Röhrichte der Verlandungszonen gehören zur Obergruppe 5. Diese Aufgliederung in Wasserkörper und -vegetation entspricht nicht dem Biotoptypenkonzept. Quellbiotope werden hier nicht aufgeführt. Ihre Vegetation ist ebenfalls der Obergruppe 5 zugeordnet.

**3 Gebüsche und Grasland (inkl. Heiden):** Diese Obergruppe umfasst eine sehr große Zahl von Typen, die vielfach an Pflanzengesellschaften und geographischen Zuordnungen ausgerichtet sind (vgl. Tab. 38 und 6.3.2). Im mediterranen Bereich werden viele eng verbreitete Typen aufgrund einzelner endemischer Pflanzenarten ausgediehen (z. B. „Lesbos Tragacanth hedgehog-heath“). Als Biotoptypen würden diese nur geeignet sein, wenn sie Standortunterschiede (z. B. Gestein, Höhenlage) aufweisen. Das Vorkommen einzelner Pflanzenarten (vielfach z. B. nah verwandte *Astragalus*-Sippen) ist als Kriterium für eine Biotopklassifikation nicht ausreichend.

**4 Wälder:** Die Wälder Mitteleuropas werden auf den oberen Ebenen so gegliedert (Einheiten sinngemäß ins Deutsche übertragen):

41 Sommergrüne Laubwälder

41.1 Buchenwälder, 41.2 Eichen-Hainbuchenwälder, 41.3 Eschenwälder (ohne Auwälder), 41.4 Schlucht- und Hangmischwälder, 41.5 Bodensaure Eichenwälder, 41.7 Thermophile und supra-mediterrane Eichenwälder, 41.A Hainbuchenwälder, 41.B Birkenwälder (ohne Bruchwälder), 41.C Erlenwälder (ohne Au- und Bruchwälder), 41.D Zitterpappelwälder, 41.E Ebereschenwälder, 41.F Ulmenwälder (ohne Au- und Schluchtwälder), 41.G sonstige Laubwälder

42 Nadelwälder

42.1 Tannenwälder, 42.2 Fichtenwälder, 42.3 Lärchen-Zirbenwälder, 42.5 Waldkiefernwälder

<sup>11)</sup> Bemerkenswert ist, dass die Gesellschaft von *Halimione portulacoides* (15.621 Silver scrubs) einer Untergruppe (15.62 Atlantic salt scrubs) der Salzmarsch-Gestrüppe (15.6 Saltmarsh scrubs) zugeordnet werden. Dies beruht auf einem anderen, vorrangig an Wuchsformen ausgerichteten pflanzensoziologischen Ansatz, der die Salzmarschvegetation aus verholzten Arten einer mediterran und atlantisch verbreiteten Klasse *Arthrocnemetea fruticosi* zuordnet, während das *Halimionetum portulacoidis* in Deutschland zu den Anedelrasen (*Puccinellion maritimae*) gestellt wird. Die namengebende Strand-Salzmelde ist nach ROTHMALER (2002) ein Halbstrauch. Dies gilt aber ebenso für den Strand-Beifuß (*Artemisia maritima*), dessen Gesellschaft bei CORINE der oberen Salzwiese zugeordnet wird: 15.33B Sea wormwood (*Artemisia maritima*) scrub.

### 43 Mischwälder

Zur Untergliederung sollen die passenden Typen von 41 herangezogen werden.

### 44 Auenwälder, sehr nasse Wälder und Gebüsche

44.1 Weidenwälder und -gebüsche der Auen, 44.2 Grauerlen-Galeriewälder, 44.3 Mitteleuropäische Bach-Eschen-Erlenwälder, 44.4 Eichen-Ulmen-Eschen-Mischwälder der großen Flüsse, 44.9 Erlen-Bruchwälder sowie Weiden- und Gagel-Sumpfgebüsche, 44.A Birken- und Koniferen-Bruchwälder

Die oberen Hierarchieebenen sind also teils nach dominanten Baumarten, teils nach Standorten gegliedert. Dadurch ergeben sich zahlreiche Überschneidungen und somit erhebliche Zuordnungsprobleme. Bemerkenswert ist zudem, dass die Obergruppe 44 auch die Gebüsche nasser Standorte umfasst, während die Gebüsche trockener und mittlerer Standorte zur Obergruppe 3 gehören. So wird das Prinzip der Formationsgliederung nach Wuchsformen durchbrochen. Die Typen der unteren Hierarchieebenen entsprechen weitgehend den pflanzensoziologischen Verbänden und Assoziationen, z. B. *Luzulo-Fagion*, *Carici-Fagetum*, *Stellario-Carpinetum*. Wie bei den Heiden und Trockenrasen werden teilweise schwer einzuordnende geographische (Sub-)Typen verwendet, z. B. 41.121 „North Sea acidophilous beech forests“. Dies führt z. B. dazu, dass einige Ausprägungen von Eschenwäldern Niedersachsens zwar dem Typ 41.3, aber keinem der geographischen Untertypen eindeutig zugeordnet werden können. Insgesamt fällt auf, dass die Wälder Westeuropas deutlich ausführlicher klassifiziert werden als diejenigen Mitteleuropas, was sicher durch die Herkunft der federführenden Bearbeiter zu erklären ist. Im Übrigen wird auf 6.3.2 verwiesen, da sich die Typen der EUNIS-Klassifikation weitgehend an CORINE orientieren. Wälder bzw. Forste aus gebietsfremden Arten sind der Obergruppe 8 mit Äckern, Siedlungsbereichen etc. zugeordnet (s.u.), was aus ökologischer und kartierungspraktischer Sicht nicht zuletzt wegen der vielen Übergänge zu naturnäheren Mischbeständen nicht zweckmäßig erscheint.

**5 Moore und Sümpfe:** Die waldfreien Moore und Sümpfe Mitteleuropas werden in folgende Obergruppen gegliedert: 51 Hochmoore, 53 Röhrichte und Großseggenriede („Water-fringe vegetation“, *Phragmitetea*), 54 Nieder- und Übergangsmoore sowie Quellen.

Die Typen werden überwiegend nach dominanten Arten oder Pflanzengesellschaften benannt. Bei den Obergruppen überschneiden sich die Standorte (Niedermoore zu 53 und 54, Hochmoorschlenken zu 51 und 54). Die Obergruppe 51 der Hochmoore wird als Komplex aufgefasst, der in Typen der Bulten, Schlenken, Moorgewässer (Mooraugen u.ä.) und Laggs unterteilt wird. Dadurch ergeben sich Überschneidungen mit Typen anderer Obergruppen. Von den in der Realität vorherrschenden Degenerationsstadien werden nur die Pfeifengrassstadien aufgeführt (51.2 „Purple moorgrass bogs“).

**6 Binnenländische Felsen, Halden und Sande:** Die Felsen und Felschutthalden werden überwiegend nach geographischen Einheiten und Pflanzengesellschaften gegliedert. Die Kalkfelsen der deutschen Mittelgebirge gehören offenbar überwiegend zu der Untergruppe 62.15 „Alpine and Sub-Mediterranean calcareous cliffs“ (mit den Verbänden *Potentillion*

*caulescentis* und *Cystopteridion fragilis*), was wieder die Problematik geographischer Typen zeigt. Sofern diese Felsen aber keine derartigen Pflanzengesellschaften aufweisen, zählen sie anscheinend zu dem Typ 62.1B „Lowland northern calcareous cliffs“, wobei unklar bleibt, was mit „lowland“ genau gemeint ist.

Diese Problematik wird noch dadurch verschärft, dass mitteleuropäische Biotope unter verschiedenen geographischen Bezeichnungen firmieren. So gehören die Silikatschutthalden des mitteleuropäischen Hügellands zum Typ „Northern upland siliceous screes“, die entsprechenden Felsen ohne spezifische Felsvegetation jedoch zum Typ „Lowland northern siliceous cliffs“; d. h. bei den Halden werden die „hills“ Mitteleuropas zum Hochland gestellt, bei den Felsen zum Tiefland. Die hochmontanen Silikatblockhalden im Harz, die ausschließlich durch Kryptogamen-Gesellschaften gekennzeichnet sind, können keinem dieser Typen eindeutig zugeordnet werden. Dagegen wird für vergleichbare Felsen ein passender Typ aufgeführt: 62.42 „Siliceous bare inland cliffs (*Rhizocarpetea geographici* i.a.)“. Sekundäre Gesteinsbiotope werden nicht gesondert klassifiziert.

Am Beispiel der Kalkschutthalden Mitteleuropas kann gezeigt werden, wie sich Bezeichnungen von Pflanzengesellschaften und Biotoptypen abwechseln:

61.31 „Peri-alpine thermophilous screes (*Stipion calamagrostidis*, *Leontodontion hyoseroidis*)“: Geographische Biotopebezeichnung, die aber auf bestimmte Pflanzengesellschaften eingeeengt wird.

61.312 „Sub-montane calcareous screes“: Biotopbezeichnung.

61.3123 „Limestone fern screes (*Gymnocarpium robertianum*)“: Pflanzengesellschaft.

Bemerkenswert ist der Biotoptyp 62.52 „Northern wet inland cliffs“. Im niedersächsischen Harz gibt es vereinzelt Felswände, die von Quellwasser überrieselt sind. Solche nassen Felsen wurden hier bisher nicht gesondert typisiert, da sie nur kleine Teilbereiche größerer Felskomplexe bilden. Die Vorgabe dieses Typs in einem europäischen Schlüssel könnte Anlass geben, ihn auch hier einzuführen, da er qualitativ grundsätzlich gut gekennzeichnet ist.

Problematisch ist die Obergruppe 64 „Inland sand dunes“, da die hier zugeordneten Vegetationstypen (z. B. 64.13 „Inland dune heaths“) sich vollständig mit denjenigen anderer Obergruppen überschneiden (vgl. auch 6.2.3). Aus niedersächsischer Sicht ist festzustellen, dass sich Vegetation und sonstige Biotopeigenschaften nicht so stark von denjenigen anderer binnenländischer Sandstandorte unterscheiden, dass eigene Typen unbedingt notwendig wären. Die Zuordnung vegetationsbedeckter Dünen zu einer Obergruppe mit Felsbiotopen und Höhlen ist wenig zweckmäßig. Dabei ist auch zu bedenken, dass es neben eindeutigen Binnendünen alle Übergänge zu flachwelligen Flugsanddecken gibt. Teilweise ist ohne Bodenprofile nicht zu entscheiden, ob es sich um Dünen oder um Sandhügel anderer Entstehung handelt.

**8 Agrarland und künstliche Landschaften:** Die stark anthropogen geprägten Biotope sind bei CORINE wie angesprochen nur sehr grob typisiert, so dass die Obergruppe 8 nicht näher analysiert wird (Beispiele s. Tab. 38). Verwunderlich ist, dass auch Hecken, Feldgehölze und gehölzreiche Kulturlandschaften (wie die herausragend bedeutsamen Biotopkomplexe der spanischen Dehesa) hier eingeordnet sind.

Tab. 38: Beispiele für Biotoptypen des Programms „CORINE biotopes“

Einstufung der Typisierungskategorie (T, s. 6.1.1), des Differenzierungsgrads (D, s. 6.1.2) und der Eignung aus Sicht der Biotopkartierung (E, s. 6.1.3)

Beispiele von CORINE-Typen	T	D	E	Definitionen, Anmerkungen
15.322 Sea aster-saltmarsh grass meadows	V	5	4	untere Salzwiesen mit Dominanz von <i>Aster tripolium</i>
16.32 Dune-slack fens	A/K	2	4	Die Vegetationstypen sind gesondert bei den Mooren und Sümpfen (54) aufgeführt.
22.13 Eutrophic waters	A/T	2	1	nur Wasserkörper, ohne Vegetation
22.411 Duckweed covers	P/T	4	1	Wasserlinsen-Gesellschaften
24.12 Trout Zone	Z(A)	3	1	nach der Bezeichnung Zoozönosotyp, der einem limnologischen Standorttyp entspricht
24.4 Submerged river vegetation ( <i>Ranunculion fluitantis</i> )	P/T	3	1	Unterteilung nach Trophie, z. B. „24.44 Eutrophic river vegetation“
31.213 Hercynian <i>Vaccinium</i> heaths	gV	4	2	problematisch, da die genaue Abgrenzung der harzynischen Region unklar ist (vgl. 6.3.2).
37.211 Cabbage thistle meadows ( <i>Angelico-Cirsietum oleracei</i> i.a.)	P	5	1	Das Kürzel „i.a.“ wird bei diesem und anderen pflanzensoziologischen Typen in der Definition mit „and related communities“ übersetzt, was ohne weitere Erläuterungen nicht zur Klarheit beiträgt.
41.162 Sedge beech forests ( <i>Carici-Fagetum s.l.</i> )	P	5	4	aufgrund des klaren Standortbezugs und relativ geringer Varianz inhaltlich auch als Biotoptyp geeignet
41.521 North-western sessile oak forests	gV	3	1	bodensaure Traubeneichen-Wälder Nordwesteuropas von der Normandie bis zur Ostsee
41.A Hornbeam forests	V	2	1	von Hainbuche dominierte Wälder (ohne weitere Untergliederung); der Typ steht neben zahlreichen Standort- und geographischen Typen der Eichen-Hainbuchenwälder von 41.2
44.A13 Meso-acidophilous <i>sphagnum</i> birch woods	B	4	4	standortbezogener Vegetationstyp, der als Biotoptyp aufgefasst werden kann
51.1113 <i>Sphagnum rubellum</i> hummocks	V/T	5	1	Bei den Hochmooren werden zahlreiche Typen von Bulten mit Dominanz bestimmter Torfmoos- oder Gefäßpflanzenarten unterschieden.
53.2121 Slender tufted sedge beds ( <i>Caricetum gracilis</i> )	P	5	5	aufgrund des klaren Standortbezugs und geringer Varianz inhaltlich auch als Biotoptyp gut geeignet
54.112 Bittercress springs ( <i>Cardaminion</i> )	P	3	1	Typisierung nur nach Vegetation nicht zweckmäßig
62.152 Middle-European calcareous fern cliffs ( <i>Cystopterion fragilis</i> )	gP	3	1	Typisierung nur nach Vegetation nicht zweckmäßig
62.52 Northern wet inland cliffs	gA	3	4	s. Anmerkung im Text
64.12 Inland dune siliceous grasslands	B	4	2	Dünenstandort oft nicht sicher erkennbar
81.1 Dry improved grasslands	B	3	2	Bezeichnung im Hinblick auf die Ausprägung zu ungenau (mäßig oder stark gedüngt?)
82.3 Extensive cultivation	N	1	1	unverständliche Nutzungstyp-Bezeichnung, mit der extensiv genutzte Äcker mit reicher Begleitflora gemeint sind
83.311 Native conifer plantations	V(N)	4	5	Anpflanzungen aus europäischen Nadelbaumarten außerhalb ihrer natürlichen Areale und Standorte (Untertypen nach Baumarten)
86.1 Villages	K	1	4	Es bleibt unklar, welche Biotope innerhalb der Dörfer gesondert zu erfassen sind.

Diese Übersicht verdeutlicht, wie heterogen die Klassifikation von „CORINE biotopes“ ist. Problematisch sind besonders die vielen geographischen Typen, die gerade für Mitteleuropa uneinheitlich formuliert und schwer zuzuordnen sind. Im Prinzip ist eine Einheit mit geographischer Bezeichnung ein Objekt und kein Typ. Der Typ soll ja gerade die konkreten Verhältnisse abstrahieren und das allgemein Gültige herausstellen. Eine geographische Bezeichnung wie „Middle-European calcareous fern cliffs“ beschreibt das Vorkommensgebiet farnreicher Kalkfelsen, aber keine Biotopmerkmale (abgesehen von einem groben Hinweis auf

die großklimatischen Verhältnisse), die diese im Gelände erkennbar von farnreichen Kalkfelsen West-, Ost- oder Südeuropas unterscheiden. Übertrüge man diesen Ansatz auf die Landesebene von Niedersachsen, so könnten Felseinheiten „Süntel-Kalkfelsen“ oder „Ith-Kalkfelsen“ heißen. Spätestens auf dieser geographischen Ebene wird deutlich, dass dergestalt konkrete Vorkommen und keine abstrakten Typen benannt werden.

Im Hinblick auf mögliche Verwechslungen ist abschließend noch auf eine weitere Klassifikation des CORINE-Programms hinzuweisen: „CORINE land cover

classification“. Dabei handelt es sich um eine sehr grobe Einteilung von Nutzungs- und Strukturtypen, die für die Interpretation von Satellitenbildern verwendet wird (z. B. Laubwald, Nadelwald, Mischwald, s. 6.4.8).

### 6.3.2 EUNIS-Habitatklassifikation

EUNIS (European Nature Information System) ist das Natur-Informationssystem der Europäischen Umweltagentur (EEA). Es wurde entwickelt und wird betreut vom European Topic Center for Biodiversity (ETC/BD) in Paris, unter Beteiligung eines internationalen Expertenteams. Die EUNIS-Habitatklassifikation erhebt den Anspruch, alle in Europa und in den angrenzenden Meeren vorkommenden Lebensraumtypen zu umfassen. Sie soll künftig für die europäischen Berichte zur Biologischen Vielfalt genutzt werden (DAVIES et al. 2004, RIECKEN et al. 2006) und wird daher im Folgenden ausführlich untersucht. Sie baut u. a. auf der Biotopklassifikation von CORINE (s. 6.3.1), Anh. I der FFH-Richtlinie (s. 6.3.3) und der Palaearktischen Habitatklassifikation (DEVILLERS & DEVILLERS-TERSCHEUREN 1996) auf. Im Unterschied zu den früheren Klassifikationen auf europäischer Ebene bezieht sich diejenige von EUNIS nach DAVIES et al. (2004) weniger auf pflanzensoziologische Einheiten, sondern mehr auf standörtliche Kriterien – v. a. im Hinblick auf die zahlreichen vegetationslosen Habitats, besonders im marinen Bereich.

Diese Klassifikation ist hierarchisch aufgebaut, beginnend mit „Level 1“. Je nach Obergruppe erfolgt eine weitere Untergliederung bis Level 4, 5 oder 6. Definitionen bis Level 4 (marine Lebensräume) bzw. Level 3 (übrige Lebensräume) sind bei DAVIES et al. (2004) zusammengefasst. Für die Mehrzahl der weiteren Levels liegen Definitionen im Internet vor (fehlen allerdings teilweise bei der untersten Hierarchieebene, s. <http://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp>). Von RIECKEN et al. (2006) wurden die Typen der 3. Ebene dieses Systems den Biotoptypen der bundesdeutschen Liste gegenüber gestellt. Diese Autoren (ebd.: 19 f.) weisen darauf hin, dass die Typen der 4. und 5. Gliederungsebene nie systematisch geprüft wurden und „zahlreiche Synonyme und geographische Regionalbezeichnungen“ aufweisen. Sie blieben daher als eine „nicht abgestimmte Sammlung möglicher Subtypen“ in der Referenzliste des BfN unberücksichtigt.

DAVIES et al. (2004: 1) definieren: Ein Habitat im Sinne von EUNIS ist: „ein Platz, an dem Pflanzen oder Tiere normalerweise leben, in erster Linie charakterisiert durch seine physischen Eigenschaften (Topographie, die Gestalt von Pflanzen oder Tieren, Eigenschaften der Böden, Klima, Wasserqualität usw.) und in zweiter Linie durch die Pflanzen- und Tierarten, die dort leben“ (wörtl. Übersetzung des Verf.). Ihre Größe ist sehr unterschiedlich (von großräumigen Einheiten wie Tiefsee oder Tundra bis zu sehr kleinen wie Quellen oder Hochmoorbulten). Der Maßstab entspricht in etwa der Größe der Habitats von großen Wirbellosen, kleinen Wirbeltieren und Pflanzen. In der Mehrzahl der Fälle umfassen diese mindestens eine Fläche von 100 m<sup>2</sup>, eine Grenze nach oben gibt es nicht. Nicht alle Einheiten sind tatsächlich als „Biotope“ zu betrachten. Biotope werden so definiert: „Flächen mit

besonderen Umweltbedingungen, die ausreichend einheitlich sind, um eine charakteristische Gemeinschaft von Organismen aufrechtzuerhalten“ (ebd.). Einzelne Einheiten wie Gletscher oder künstliche Gewässer können bis auf Mikroben frei von Lebewesen sein. Auch solche Einheiten sind der Vollständigkeit halber einbezogen, auch wenn sie nicht Habitats im engeren Sinne sind.

Auf Level 1 werden zehn Obergruppen unterschieden, deren Gliederungsprinzip im Folgenden analysiert und bewertet wird. Diese beinhalten eine geographische Zweiteilung in Habitats 1) der Meere und Meeresküsten und 2) des Binnenlandes. Die Biotope der Hochgebirge werden somit anders als bei RIECKEN et al. (2006) keiner eigenen Obergruppe zugewiesen, sondern je nach Ausprägung verschiedenen Obergruppen zugeordnet. Der Salzgehalt der Küstenbiotope ist kein vorrangiges Kriterium, da einerseits die Salzwasserbiotope des Binnenlandes den binnenländischen Gewässern, Sümpfen und Steppen angeschlossen werden und andererseits die (abgesehen von der Meeresgisch) nicht salzbeeinflussten Trockenrasen der Küstendünen zur Küste gehören (also nicht mit den Binnendünen zusammen gestellt werden). Nach DAVIES et al. (2004: 6) erfolgt die Klassifikation bis Level 3 (Binnenland) bzw. 4 (marine Habitats) auf der Grundlage von Struktur- und Standortmerkmalen („physiognomic and physical attributes“), ergänzt um einige floristische Kriterien. Unterhalb dieser Ebene wurden die Einheiten weitgehend aus anderen Klassifikationen übernommen, bei den terrestrischen Habitats überwiegend der Palaearctic Habitats Classification (DEVILLERS & DEVILLERS-TERSCHEUREN 1996), die stark pflanzensoziologisch ausgerichtet ist.

Methodisch interessant ist die Verwendung von Kriteriendiagrammen bzw. Entscheidungsbäumen, um die Klassifikation graphisch darzustellen (s. Abb. 10, 11).

#### A Marine habitats:

Die marinen Lebensräume werden auf Level 2 in 8 Untergruppen gegliedert:

- A1 Littoral rock and other hard substrata
- A2 Littoral sediment
- A3 Infralittoral rock and other hard substrata
- A4 Circalittoral rock and other hard substrata
- A5 Sublittoral sediment
- A6 Deep-sea bed
- A7 Pelagic water column
- A8 Ice-associated marine habitats

Die marinen Habitats umfassen auch Stillgewässer im Küstenbereich mit Salz- oder Brackwasser, die nicht ständig mit dem Meer verbunden sind (z. B. Lagunen) sowie Küstenbiotope bis zur Springtide-Hochwassergrenze. Dadurch ergeben sich inhaltliche Überschneidungen mit Obergruppe B.

Da die vorliegende Arbeit vorrangig auf die Verhältnisse in Niedersachsen (wo Felsküsten fehlen) und die Möglichkeiten der konventionellen (terrestrischen) Biotopkartierung ausgerichtet ist, wird hier nur die Untergruppe A2 genauer betrachtet:

Bezogen auf die niedersächsische Nordseeküste beinhaltet A2 die Biotope der Wattgebiete (Eulitoral), die auf Level 3 im wesentlichen in Sand-/Mischwatt (A2.2), Schlickwatt (A2.3), Salzwiesen inkl. Pionierzone mit Queller und Schlickgras sowie Brackröhrichte (A2.5),

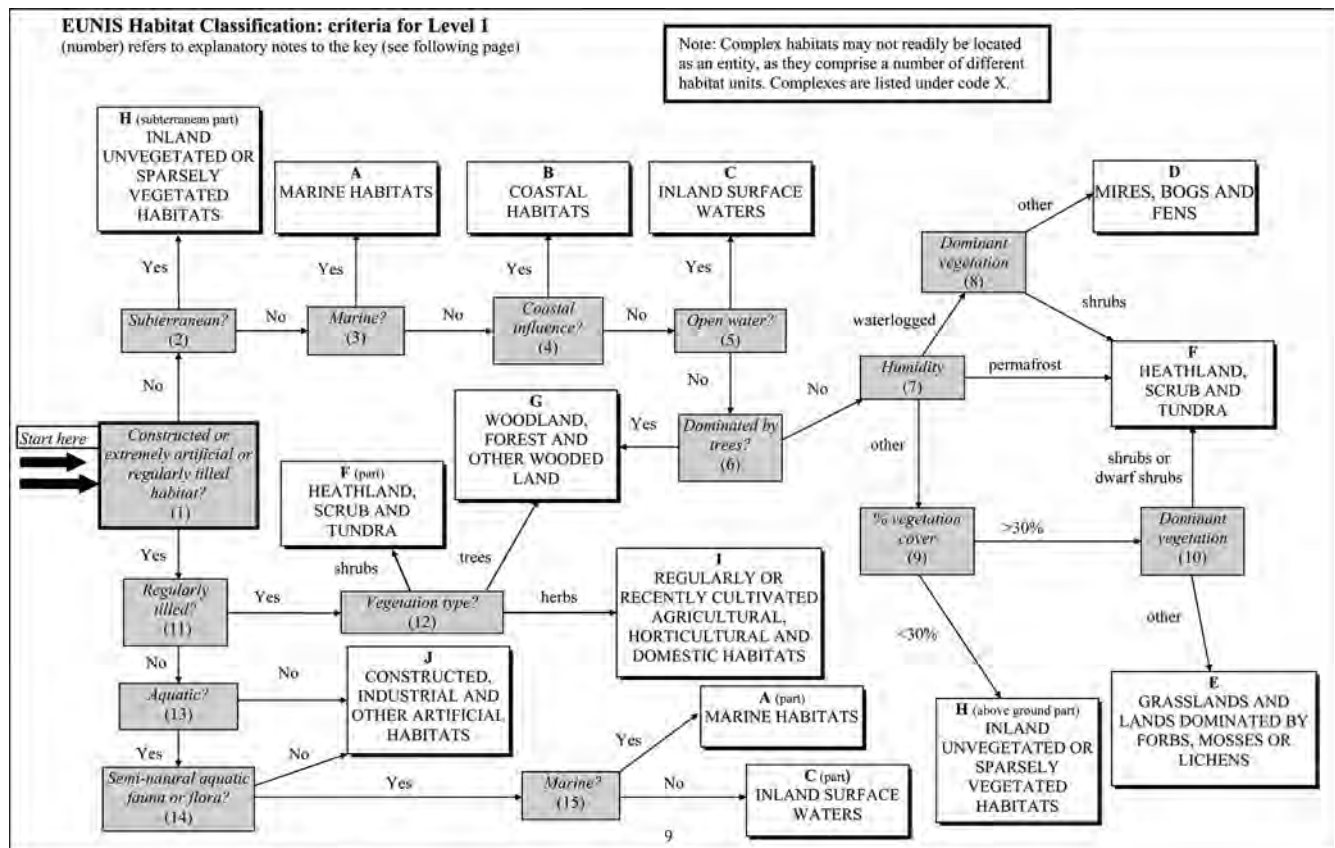


Abb. 10: Kriteriendiagramm der EUNIS-Klassifikation (Level 1) (aus DAVIES et al. 2004)

Seegrass-Bestände (A2.6) und biogene Riffe (A2.7) unterteilt werden.

Bei den vegetationslosen Wattflächen (A2.2, 2.3) erfolgt die weitere Differenzierung nach ihrer Besiedlung durch bestimmte Arten von Wirbellosen wie Borstenwürmern oder Muscheln (z. B. A2.312 „*Hediste diversicolor*<sup>12)</sup> [Schillernder Seeringelwurm] and *Macoma balthica* [Tellmuschel] in littoral sandy mud“), so dass diese Einheiten nur durch aufwändige Untersuchungen kartierbar und schwer abgrenzbar sind.

Eine Folge der Einbindung anderer Klassifikationen ist, dass an verschiedenen Stellen des EUNIS-Kataloges Typen scheinbar willkürlich eingefügt wurden. Dies betrifft bei A2 die Kleingewässer und Priele der Salzmarschen (A2.324 „Saltmarsh pools“, A2.325 „Saltmarsh creeks“). Es ist nicht nachvollziehbar, warum diese als Subtypen von A2.32 „*Polychaete/oligochaete*-dominated upper estuarine mud shores“ (und nur hier) einsortiert werden, gibt es doch derartige Gewässer in Salz- und Brackwasser aller Sedimenttypen (nicht nur in Schlickmarschen der oberen Ästuarbereiche).

Bei den Salzwiesen fällt zunächst ein zentrales Problem der gesamten EUNIS-Klassifikation (sowie anderer europäischer Klassifikationen, vgl. 6.3.1) auf: die Typisierung unter Verwendung von geographischen Begriffen wie „atlantisch“, „mitteleuropäisch“ oder „kontinental“. Da diese sehr uneinheitlich aufgefasst werden, ist für den regionalen Anwender (zumindest in Übergangsräumen wie Nordwestdeutschland)

<sup>12)</sup> Wissenschaftliche Namen von Pflanzen- und Tierarten sowie Pflanzengesellschaften werden zur Vereinheitlichung im Fließtext (nicht in allen Tabellen) grundsätzlich kursiv gesetzt, auch wenn dies in der jeweils zitierten Arbeit nicht immer der Fall ist, z.B. bei EUNIS.

nicht auf Anhieb erkennbar, welcher Typ für ihn in Betracht kommt. Bei den „atlantischen“ Salzwiesen ergibt sich aus dem Zusammenhang, dass die Vorkommen im vorwiegend subatlantisch geprägten Niedersachsen einbezogen sind (auch wenn nicht alle als atlantisch bezeichneten Subtypen hier vorkommen), während bei anderen Obergruppen eher subatlantische oder mitteleuropäische Kategorien zutreffen.

Die Unterteilung der Salzwiesen entspricht in etwa der üblichen pflanzensoziologischen Gliederung, wobei allerdings aus den floristischen Bezeichnungen dieser Vegetationstypen nicht deutlich wird, ob (Möglichkeit 1) die genannten Arten stellvertretend für bestimmte Pflanzengesellschaften stehen, oder ob der Typ (Möglichkeit 2) lediglich Dominanzbestände dieser Arten oder (Möglichkeit 3) alle Salzwiesen mit Vorkommen dieser Arten umfasst (z. B. A2.5316 „Atlantic *Carex extensa* saltmeadows“). Da eine Definition des untersten Levels nicht vorliegt, kann dies nicht geklärt werden, obwohl Alternative 1 am wahrscheinlichsten ist.

Verwunderlich ist, dass die Typbezeichnungen teils auf den wissenschaftlichen Pflanzennamen aufbauen (was für international angelegte Arbeiten zweckmäßig ist), teils auf englischen Artbezeichnungen (die ohne Erläuterung für Anwender z. B. in Deutschland vielfach nicht auf Anhieb verständlich sind), z. B. A2.531B „Atlantic sea wormwood salt meadows“ [Salzwiesen mit *Artemisia maritima*].

Insgesamt umfasst die Liste etwa 35 Salzwiesen-Vegetationstypen (ohne Pionierzone mit Queller u. a.), die in Niedersachsen vorkommen könnten, während

der niedersächsische Kartierschlüssel<sup>13)</sup> nur 12 Salzwiesen- und Röhrichttypen der Salz- und Brackmarschen auflistet. Trotz dieser Vielzahl von Typen verbleiben aufgrund ihrer engen Typisierung Lücken (es fehlen z. B. Strandsimsen-Röhrichte der Salz- und Brackmarsch sowie alle Röhrichttypen des Brackwasserwatts in der Pionierzone).

Hier ist allerdings ein weiteres grundsätzliches Problem zu beachten: Die Kategorien der oberen und mittleren Levels sind durchaus so weit gefasst, dass die meisten Biotoptypen zuzuordnen sind. Dagegen sind die Subtypen auf den untersten Hierarchiestufen offenbar nicht immer auf Vollständigkeit angelegt. I. d. R. sind Biotopklassifikationen so aufgebaut, dass eine Obereinheit in gleichrangige Untertypen aufgliedert wird, die ihre Obereinheit vollständig abbilden (jedes Vorkommen der Obereinheit ist auch einem Subtyp zuzuordnen). Bei EUNIS gibt es dagegen viele Fälle, in denen nur einzelne Besonderheiten als Subtypen formuliert werden, während der überwiegende Teil der Vorkommen nur auf dem höheren Level einzuordnen ist. Dies erscheint nicht sinnvoll. So gibt es auf Level 4 die Kategorie A2.52 „Upper saltmarshes“ (Obere Salzwiesen), von denen auf Level 5 der Typ A2.521 „Atlantic and Baltic brackish saltmarsh communities“ in Niedersachsen vorkommt bzw. vorkommen könnte. Der einzige Subtyp, der in Betracht kommt (A2.5211 „Pearlwort [*Sagina*]-saltmarsh grass swards“, entspricht vermutlich dem *Saginion maritimae*), deckt nur den kleinsten Teil der Brackmarsch-Salzwiesen der deutschen Nordseeküste (inkl. Ästuare) ab.

Für die Meeresgewässer insgesamt gilt, dass sie vertikal nach Schichten aufgeteilt werden: Litorale bzw. sublitorale Habitate des Meeressgrunds bzw. Wattsediments und in die Wassersäule (water column), die wiederum in die Wasseroberfläche (Neuston, A7.1) und verschiedene Typen des Wasserkörpers (A7.2 ff, gegliedert nach Art der Schichtung und Salzgehalt) unterteilt wird. Dies widerspricht dem Konzept, Biotope als kartographisch darstellbare Ausschnitte der Erdoberfläche aufzufassen. Die Problematik, die aus der Definition von Biotoptypen innerhalb der Wassersäule eines zusammenhängenden Meeres resultiert, wird auch aus folgendem Hinweis deutlich: „Note that because of the strong temporal nature of the pelagic environment, the water column at a given location will be classified differently at different times of the year“ DAVIES et al. (2004: 5). Das bedeutet also, dass der Wasserkörper einer bestimmten Meeresfläche je nach Jahreszeit zu einem anderen Typ gehört. Grundsätzlich sollten Biotope so typisiert werden, dass die jeweils standorttypischen Fluktuationen von Merkmalen Bestandteil der Definition sind (s. 3.1.2.6). Es wäre z. B. unsinnig, ein Getreidefeld wegen seiner Grasdominanz im Sommer den Grünlandbiotopen und nach Ernte und Umbruch im Herbst als Offenbodenbiotop zu klassifizieren.

### **B Coastal habitats:**

Die Küstenlebensräume werden auf Level 2 in drei Untergruppen unterteilt:

- B1 Coastal dunes and sandy shores
- B2 Coastal shingle

- B3 Rock cliffs, ledges and shores, including the supralittoral

Als Küstenhabitate werden hier solche Lebensräume betrachtet, die an der Küste oberhalb der Springtide-Hochwasserlinie liegen, aber durch die Nähe des Meeres geprägt sind (deutlicher Einfluss von salziger Gischt, küstentypischen Windverhältnissen und Erosion durch Wellenschlag). Somit müssten aber – wie meist üblich – auch die Salzwiesen (A2.5) zu den Küstenbiotopen und nicht zum Meer gestellt werden, da ein Teil der Subtypen oberhalb der Springtide-Hochwasserlinie liegt.

Die Unterteilung von B1 entspricht im Groben der üblichen Einteilung in Strand, Primär-, Sekundär- und Tertiärdünen, Dünengebüsche, Dünenwälder und feuchte Dünentäler, ist auf Level 3 somit mit den gängigen Klassifikationen kompatibel. Zu hinterfragen ist der Typ B1.1 „Sand beach driftlines“, da Spülsäume als kleinflächige und unbeständige Habitate nicht dem Biotoptypenkonzept entsprechen, sondern unselbstständige Biotopelemente der Strände und Dünenränder sind. Entsprechendes gilt für einige Subtypen von B1.2 „Sand beaches above the driftline“, wie z. B. B1.223 „Facies of tree trunks which have been washed ashore“ [angespülte Baumstämme].

Die Subtypen der Graudünen (B1.4) sind wie in den meisten anderen Dünenklassifikationen auf die verschiedenen idealtypischen Gesellschaften der Sandtrockenrasen beschränkt und ermöglichen z. B. keine spezifische Zuordnung von Gras- und Staudenfluren eutrophierter Dünenstandorte. Entsprechendes gilt für die Dünengebüsche und -wälder (B1.6, B1.7), die keine Subtypen für die verbreiteten Dominanzbestände neophytischer bzw. gepflanzter, nicht indigener Gehölzarten umfassen.

Bei den Braundünen (B1.5) fällt auf, dass es für ganz Europa nur einen Typ von Krähenbeerheiden gibt, aber acht verschiedene Subtypen von *Calluna*-Heiden mit engem geographischem Bezug (z. B. B1.522 „French ling coastal dune heaths“). Da für Deutschland kein Subtyp angegeben ist, können die *Calluna*-Heiden der deutschen Nordseeküste auf diesem Level nicht zugeordnet werden.

Auch bei den feuchten Dünentälern (B1.8) ist eine Einordnung eutrophierter oder entwässerter Stadien nicht möglich. Weiterhin fällt auf, dass diese verglichen mit z. B. den Salzwiesen relativ grob gegliedert werden (Zusammenfassung kalkarmer und kalkreicher Sümpfe unter B1.83, von Feuchtgrünland und -heiden unter B1.84 sowie von Gebüsch und Wäldern verschiedener Nährstoff- und Basenversorgung unter B1.86).

Bei den Kliffs aus Lockersedimenten (B3.4 „Soft seacliffs, often vegetated“) sind alle Subtypen auf die Ostsee bezogen, so dass die Geestkliffs der nordfriesischen Inseln und das inaktive Kliffrelikt bei Cuxhaven nicht zuzuordnen sind.

### **C Inland surface waters:**

Die Oberflächengewässer des Binnenlands werden auf Level 2 in drei Untergruppen unterteilt:

- C1 Surface standing waters
- C2 Surface running waters
- C3 Littoral zone of inland surface waterbodies

Die Obergruppe umfasst Still- und Fließgewässer mit Süßwasser sowie im Binnenland auch mit Brackwasser.

<sup>13)</sup> Soweit keine andere Quelle angegeben wird, ist mit dieser Bezeichnung immer die Fassung von 2004 (v. DRACHENFELS 2004) gemeint.

Somit ist der für die Ausprägung der Biozönose sehr wesentliche Salzgehalt ein nachrangiges Klassifikations-Kriterium gegenüber der geographischen Lage (an der Küste oder im Binnenland).

Bei den Stillgewässern (C1) fällt auf, dass die oligotrophen und mesotrophen Typen permanenter Stillgewässer nicht in kalkarme und -reiche unterteilt werden. Dagegen werden bei den temporären Stillgewässern (die ohnehin aufgrund ihrer meist geringen Tiefe eher nährstoffreicher und weniger spezifisch ausgeprägt sind) die oligotrophen Ausprägungen in kalkreich und -arm untergliedert.

Die starke Differenzierung der mesotrophen Stillgewässer (C1.2) umfasst auch Vegetationstypen, die eher der in Deutschland üblichen Auffassung von eutrophen Ausprägungen entsprechen (z. B. C1.221 „Duckweed covers“ [*Lemnion*], C1.223 „Floating *Stratiotes aloides* rafts“, C1.24111 „*Nuphar* beds“). Die Untergliederung der Stillgewässer nach Vegetationstypen von Wasserpflanzen, die sich überlagern und durchdringen können, passt nicht zum Biotoptypenkonzept. Hinzu kommt, dass die Röhrichte ihrer Flachwasserzonen der Obergruppe D zugeordnet werden.

Verwunderlich ist, dass die eutrophen Stillgewässer (C1.3) nur deutlich grober unterteilt werden. Während bei C1.2 z. B. sechs Subtypen flutender, nicht wurzelnder Wasservegetation aufgelistet sind, sind diese bei C1.3 in der Kategorie C1.32 zusammenfasst. Bei C1.34 „Rooted floating vegetation of eutrophic waterbodies“, fällt wieder die selektive Formulierung von Subtypen auf: Auf Level 5 gibt es nur C1.341 „Shallow-water floating communities“ [Wasserhahnenfuß-Gesellschaften i. w. S.], während die für tiefere eutrophe Gewässer bezeichnenden Seerosen-Gesellschaften nur beim mesotrophen Typ aufgeführt werden. Polytrope Stillgewässer sind nicht aufgelistet.

Die Klassifikation der dystrophen Stillgewässer (C1.4) ist ein Beispiel für den „Äpfel-und-Birnen-Effekt“, d. h. die parallele Verwendung von zwei verschiedenen Gliederungskriterien. Die Subtypen C1.41 bis C1.45 sind Vegetationstypen (z. B. C1.42 „Rooted submerged vegetation of dystrophic waterbodies“), C1.46 dagegen ein geomorphologischer Typ („Raised bog pools“), der i. d. R. mindestens einen der gesondert typisierten Vegetationstypen beinhaltet. C1.47 „Lagg“ ist nach seiner Bezeichnung (eine Definition des Typs fehlt) ein weit gefasster geomorphologischer Komplextyp der Hochmoorränder, der neben Stillgewässern z. B. auch Seggenriede oder Bruchwälder umfassen kann.

Die Klassifikation der temporären Stillgewässer (C1.6) verdeutlicht ebenfalls die heterogene Typisierung: Die ersten sechs Subtypen sind durch Trophie bzw. Salzgehalt gekennzeichnete Standorttypen (z. B. C1.64 „Dystrophic temporary waters“). Subtyp C1.67 umfasst dagegen den geomorphologischen Sondertyp der „Turloughs“ (temporäre Karstgewässer) sowie den Vegetationstyp der „lake-bottom meadows“. Die Subtypen 8 und 9 sind ebenfalls Vegetationstypen (z. B. C1.68 „Benthic communities of temporary waters“). Es bleibt somit unklar, ob ein temporäres Gewässer vorrangig nach seiner Vegetation, Entstehung oder Trophie eingeordnet werden soll. Es handelt sich somit um eine mehrdeutige Klassifikation.

Die natürliche oder anthropogene Entstehung der Stillgewässer ist kein Typisierungskriterium (z. B. Altgewässer, Fischteiche, Abgrabungsgewässer). Lediglich

sehr naturfern ausgeprägte anthropogene Stillgewässer werden gesondert typisiert (s. J).

Die Quellen (C2.1) werden nach der Beschaffenheit des Wassers (kalkarm oder -reich, Thermalquellen u. a.) unterteilt, nicht nach den limnologischen bzw. morphologischen Haupttypen (Limno-, Helo- und Rheokrene). Die Vegetation von Quellbächen (spring brooks) wird gesondert typisiert, was schon wegen ihrer geringen Flächengröße nicht sinnvoll erscheint. Die Quellvegetation ist Teil des Quellgewässers und kein eigener Biotoptyp.

Die Fließgewässer werden nach ihrer Fließgeschwindigkeit gegliedert und auf dem unteren Level nach den limnologischen Gewässerabschnitten unterteilt (von Epirhithral bis Hypopotamal). Eine Unterteilung in Bäche und Flüsse ist nicht vorgesehen. Wie bei den anderen Gewässertypen sind auch hier Gewässer und Wasservegetation gesondert klassifiziert. Außerdem erfolgt keine Differenzierung nach Naturnähe bzw. Ausbaugrad. Lediglich sehr naturfern ausgeprägte, stark ausgebaute Fließgewässer werden gesondert aufgeführt (s. J). Halbnatürlich ausgeprägte Gräben und Kanäle (ohne Befestigung, mit standorttypischer Vegetation) sind in der Klassifikation nicht enthalten, müssten also den jeweils ähnlichsten Still- oder Fließgewässertypen zugeordnet werden.

Ein weiterer Beleg für die Heterogenität der Klassifikation ist der Typ C2.6 „Films of water flowing over rocky watercourse margins“ [Wasserfilme über felsigen Rändern von Wasserläufen]. Ein derartiges spezielles Kleinshabitat sollte nicht als Biotoptyp aufgefasset werden.

Während die Wasservegetation als Subtypen parallel zu den jeweiligen Still- und Fließgewässertypen klassifiziert wird, bildet die amphibische Ufervegetation auf Level 2 eine eigene Untergruppe: C3 „Littoral zone of inland surface waterbodies“. Sie wird sehr detailliert nach Pflanzengesellschaften gegliedert, z. B. C3.245 „Flowering rush communities“ [Gesellschaften von *Butomus umbellatus*].

Bei den Strandlings-Gesellschaften (C3.4) ergibt sich ein gravierendes Zuordnungsproblem. Diese sind nur z. T. als Litoralvegetation zu betrachten, sondern bilden vielfach submerse Rasen. So können z. B. bei den oligotrophen Stillgewässern die Typen C1.11 „Benthic communities of oligotrophic waterbodies“ bzw. C1.12 „Rooted submerged vegetation of oligotrophic waterbodies“ als deckungsgleich angesehen werden mit Typen wie C3.4111 „Shoreweed lawns“ [Strandlings-Rasen] oder C3.4116 „*Myriophyllum alterniflorum* communities“.

Problematisch ist auch, dass Vegetationstypen von Gewässern in Tälern der Küstendünen, die als Biototypen zu den Küstenhabitaten (B) gehören, davon getrennt bei den Stillgewässern des Binnenlandes eingereiht werden (z. B. C3.512 Dune-slack *Centaureium* swards). Vegetationslose Ufer werden gesondert klassifiziert, differenziert nach Substrat (z. B. C3.62 Unvegetated river gravel banks).

## D Mires, bogs and fens:

Die Obergruppe der Sümpfe und Moore umfasst auf Level 2 sechs Untergruppen:

D1 Raised and blanket bogs

D2 Valley mires, poor fens and transition mires

D3 Aapa, palsa and polygon mires

D4 Base-rich fens and calcareous spring mires

D5 Sedge and reedbeds, normally without free-standing water

D6 Inland saline and brackish marshes and reedbeds

In der Definition der Obergruppe wird darauf hingewiesen, dass sie keine Feuchtbiotope mit Dominanz von großen Sträuchern oder Bäumen (also z. B. Moorwälder) umfasst, dass Sümpfe und Moore mit Wasserflächen als Biotopkomplex aufgefasst werden und dass die Wasserkörper und Kalktuffbildungen von Quellen (auch innerhalb von Quellsümpfen) zu C2 gehören. Die in Deutschland vorkommenden Untergruppen beinhalten somit eine Gliederung in Hochmoore, basenarme Nieder- und Übergangsmoore, kalkreiche Moore, Seggenriede und Röhrichte [nährstoffreicherer Moore] sowie Salzsümpfe des Binnenlands, wie sie in ähnlicher Form in den meisten Biotopklassifikationen vorgenommen wird.

Die Hochmoore (D1.1) werden auf Level 3 in intakte (D1.11 „Active, relatively undamaged raised bogs“) und geschädigte Ausprägungen (D1.12 „Damaged, inactive bogs“) unterteilt.

D1.11 wird auf den folgenden Levels zunächst in 1) Bulten (hummocks) und rasenartige Moorflächen (lawns) sowie 2) in Schlenken (hollows) unterteilt und im Weiteren nach diversen Pflanzengesellschaften differenziert (z. B. D1.11127 „*Eriophorum-Sphagnum rubellum* lawns“, D1.1121 „*Sphagnum* schlenken“). Daneben stehen Typen der vegetationslosen Hochmoorflächen und der Gagelgebüsche auf Hochmoor. Wie bereits in Kapitel 2 angesprochen wurde, sind die Bulten und Schlenken von Hochmooren zu klein, um sie als Biotoptypen einzustufen.

Ein prägnantes Beispiel für subjektive Schwerpunkte in einer Biotopklassifikation bilden hier die Gagelgebüsche, vermutlich bedingt durch die westeuropäische Herkunft der Bearbeiter. Der Gagel (*Myrica gale*, englisch: Bog myrtle) ist eine atlantisch verbreitete Art, die vorwiegend nährstoff- und basenarme Moore besiedelt. Während es im Kartierschlüssel Niedersachsens zwei Typen von Gagelgebüschen innerhalb der Obergruppe „Gebüsche und Gehölzbestände“ gibt, finden sich in der EUNIS-Klassifikation insgesamt 6 Typen, davon drei in der Obergruppe der Hochmoore (D1), zwei bei den waldfreien Niedermooren (D2, D4) und ein lokaler Typ eines spanischen Gebirgszuges bei den Ufer- und Moorgebüschen (F9):

- D1.11136 Bog myrtle hummocks
- D1.1132 Bog myrtle soaks
- D1.14 *Myrica gale* scrub on raised bogs
- D2.2A *Myrica gale* scrub on poor fens
- D4.1M *Myrica gale* scrub on rich fens
- F9.34 *Myrica gale* - *Salix* scrub of the Cordillera Oretana

Hier ist die Frage zu stellen, ob Dominanzbestände einer Strauchart mit relativ engem Verbreitungsgebiet und Standortpektrum so stark differenziert werden sollten. Ohne weitere Erläuterungen ist z. B. der Unterschied zwischen D1.11136 „Bog myrtle hummocks“ und D1.14 „*Myrica gale* scrub on raised bogs“ unklar. Außerdem ist unklar, warum die Gagelgebüsche nicht insgesamt zur Obergruppe F gestellt wurden.

Die geschädigten Hochmoore (damaged, inactive bogs) werden trotz ihrer großflächigen und heterogenen Ausprägung nur in drei Subtypen gegliedert:

- D1.121 Damaged, inactive bogs, dominated by dense *Molinia*
- D1.122 Drained raised bogs
- D1.123 Ditched raised bogs

Während der erste Subtyp aufgrund einer dominanten Pflanzenart typisiert ist, sind die beiden folgenden Strukturtypen, die sich nach der Art der Entwässerung unterscheiden (allgemein entwässert [drained] oder mit Gräben [ditches] versehen). Es erscheint willkürlich, dass nur Pfeifengrasstadien gesondert klassifiziert werden, die zudem je nach Ausprägung gleichermaßen einem der beiden anderen Subtypen zugeordnet werden könnten.

Im niedersächsischen Kartierschlüssel sind neben naturnahen Hochmooren acht verschiedene Typen von Degenerationsstadien enthalten, die sich nach den dominanten Pflanzenarten unterscheiden, die wiederum den unterschiedlichen Grad der Degradation anzeigen.

Der Typ D2.1 „Valley mires“ [Talmoore] ist ein Beispiel für die Inkonsequenz der Klassifikation, da es sich um einen Moorkomplextyp handelt, der aus anderen, gesondert klassifizierten Moortypen zusammengesetzt ist.

Abgesehen von diesen Talmooren werden die nährstoffarmen Nieder- und Übergangsmoore (D2), die basenreichen Sümpfe (D4) sowie die Großseggenriede und Landröhrichte (D5) in zahlreiche Vegetationstypen untergliedert, bei D2 und D4 vielfach mit geographischem Bezug (z. B. D2.2224 „Sub-Atlantic *Carex-Juncus-Sphagnum* fens“, D2.255 „Corsican deergrass fens“). Es werden sehr viele Dominanztypen nach einzelnen Arten aufgeführt (z. B. fast für jede einzelne Seggenart), die sich in der Realität oft durchdringen oder kleinstflächige Mosaik bilden, als Biotoptypen daher schlecht geeignet sind.

Einzelne Typen wie D2.27 „Dunal sedge acidic fens“ und D4.1H „Calcareous dunal *Juncus*-sedge fens“ überschneiden sich mit dem Küstenbiotoptyp B1.83 „Dune-slack fens“, vergleichbar der oben kommentierten Überschneidung bei Stillgewässern der Dünentäler.

In der Untergruppe D2.2C sind Quellfluren kalkarmer Quellen aufgeführt. So ergibt sich das Problem, dass die ohnehin sehr kleinflächigen Quellbereiche an drei verschiedenen Stellen klassifiziert sind (für kalkreiche Quellen gilt dasselbe):

- Quellgewässer (C2.11 „Soft water springs“)
- Vegetation der Quellbäche (C2.18 „Acid oligotrophic vegetation of spring brooks“)
- Quellfluren (D2.2C „Soft water spring mires“).

Bei den Salzsümpfen des Binnenlands (D6) fällt eine relativ willkürliche Klassifikation einzelner Vegetationstypen auf. Daher können einige Ausprägungen nicht spezifisch zugeordnet werden. Für Deutschland kommen vier Typen in Betracht: D6.11 „Interior European *Puccinellia distans* meadows“, D6.12 „Interior European saltmarsh *Juncus gerardi* and *Elymus repens* beds“, D6.13 „Interior European *Halimione pedunculata* beds“ und D6.21 „Dry halophile *Phragmites* beds“. Von den Ausprägungen in Niedersachsen können insbesondere die Quellerfluren sowie die Strandsimsenröhrichte auf den untersten Levels nicht eingeordnet



werden. Die Entstehung und Hemerobie der Salzbiotope ist nicht Gegenstand der Klassifikation (keine Trennung von natürlichen und anthropogenen Salzstellen).

### **E Grasslands and lands dominated by forbs, mosses or lichens:**

Diese Obergruppe – wörtlich übersetzt: Grasland und Landbereiche mit Dominanz von Kräutern, Moosen oder Flechten – gliedert sich auf Level 2 in sieben Untergruppen:

E1 Dry grasslands

E2 Mesic grasslands

E3 Seasonally wet and wet grasslands

E4 Alpine and subalpine grasslands

E5 Woodland fringes and clearings and tall forb stands

E6 Inland salt steppes

E7 Sparsely wooded grasslands

Sie beinhaltet alle Biotope mit trockenen bis nassen Standorten, deren Vegetation – im Unterschied zu F „Heathland, scrub and tundra“ – von Gräsern oder anderen krautigen Pflanzen einschließlich Flechten und Moosen dominiert wird. Zur Unterscheidung von Obergruppe H „Inland unvegetated or sparsely vegetated habitats“ beträgt die Vegetationsbedeckung mindestens 30 % (gilt ebenso für andere Obergruppen des Offenlands). Ausgenommen sind Küstenbiotope und Biotope mit regelmäßiger Bodenbearbeitung (Äcker etc.). Die alpinen Rasen sind Teil dieser weitgefassten Klasse und nicht – wie z. B. bei RIECKEN et. al. (2006) – einer eigenen Obergruppe von alpinen Biotypen zugeordnet.

Gliederungskriterien für das Grünland (grasslands) sind Wasserversorgung (E1-E3) und Höhenlage (E4). Staudenfluren der Waldränder, Kahlschläge und sonstigen Standorte sind gesondert klassifiziert (E5). Salzsteppen (E6) fehlen in Deutschland. E7 ist ein Biotopkomplex, der aus dem vorherrschenden Gliederungs-schemata herausfällt.

Bei den Trockenrasen (E1) dominieren geographische Typen, die nicht immer eindeutig zuzuordnen sind. Auf Level 3 werden zunächst folgende Standort- und Vegetationstypen unterschieden (nur Typen mit Vorkommen in Deutschland):

E1.1 Inland sand and rock with open vegetation

E1.2 Perennial calcareous grassland and basic steppes

E1.7 Non-Mediterranean dry acid and neutral closed grassland

E1.9 Non-Mediterranean dry acid and neutral open grassland, including inland dune grassland

E1.B Heavy-metal grassland

Diese Gliederung entspricht in etwa den Vegetationseinheiten der Felspioniergrasrasen (*Alyso-Sedion*, E1.1), Steppen- und Kalkmagerrasen (*Festuco-Brometea*, E1.2), Borstgrasrasen (E1.7), Sandtrockenrasen der Verbände *Thero-Arion* und *Corynephorion* (1.9) und Schwermetallrasen der Klasse *Violetea calaminariae* (E1.B). Abweichend von anderen Gliederungen sind die Trockenrasen kalkreicher Sande (*Koelerion glaucae*) bei E1.1, die Trockenrasen mäßig basenreicher Silikat- und Sandstandorte (*Koelerion-Phleion phleoidis*, *Armerion elongatae*) sowie die Bleichschwengel-Felsrasen (*Festucion pallentis*) bei E1.2 eingeordnet worden.

Die Kalkmagerrasen (*Brometalia erecti*) Niedersachsens müssen wohl folgenden Typen zugeordnet werden: E1.2623 „Harz *Mesobromion*“, E1.263 „Middle European *Brachypodium semidry grasslands*“ und E1.265 „Middle European *Sesleria semidry grasslands*“. Unklar ist, warum geographisch weit gefasste (mitteleuropäische) Fiederzwenken- und Blaugrasrasen neben *Mesobromion*-Typen mit zahlreichen regionalen Typen (z. B. auch E1.2628 „Middle Rhine *Mesobromion*“) stehen.

Ein heterogenes Konglomerat bilden die Silikatmagerrasen (E1.7). Alle trockenen Borstgrasrasen Deutschlands sind offenbar dem Typ E1.712 „Sub-Atlantic *Nardus-Galium grasslands*“ zuzuordnen. Daneben stehen die Einheiten E1.73 „*Deschampsia flexuosa grassland*“, E1.74 „*Calamagrostis epigejos stands*“ und E1.75 „*Carex arenaria grassland*“. Insbesondere die Landreitgras-Fluren erscheinen aufgrund ihrer hochwüchsigen Struktur und ihrer abweichenden Standorte in dieser Gruppe deplatziert. Die Sandseggenrasen sind besser den Sandtrockenrasen anzuschließen.

Verwirrend ist die Gliederung der basenarmen Sandtrockenrasen (E1.9). Für Deutschland kommen in Betracht: E1.91 „Dwarf annual siliceous grassland“, E1.92 „Perennial open siliceous grassland“, E1.93 „*Corynephorus grassland*“, E1.94 „Inland dune pioneer grassland“, E1.95 „Inland dune siliceous grassland“, E1.96 „Northern fluviatile dunes“. Da Silbergrasrasen die typische Vegetation basenarmer Binnendünen bilden, ist die Überschneidung der Subtypen 93 bis 96 offensichtlich. Die Trennung von annuellen und ausdauernden Sandrasen ist bei Biotoptypen unzureichend, da sie oft kleinteilige Mosaiken auf identischen Standorten bilden (annuelle Rasen meist an Störstellen wie stärker beweideten Stellen, Pfaden oder Kaninchenbauten). E1.96 wird als Komplex definiert, der verschiedene Typen der Sandtrockenrasen umfassen kann.

Das mesophile Grünland (E2 „Mesic grasslands“) wird auf Level 3 in Weiden (inkl. Mähweiden), Wiesen tieferer Lagen und Bergwiesen gegliedert. Insgesamt fällt die (verglichen mit den Trockenrasen und anderen Obergruppen) geringe Zahl von Subtypen auf. Beim Weidegrünland erfolgt eine ungewöhnliche Gliederung in Nutzungstypen: Dauerweiden (E2.11 „Unbroken pastures“), Weiden mit Gräben (E2.12 „Ditch-broken pastures“), aufgelassene Weiden (E2.13 „Abandoned pastures“). Dagegen werden die Mähwiesen nach Standorten und geographischen Einheiten gegliedert.

Unter E2.6 werden auf Level 4 Intensivgrünland sowie Rasenflächen von Sportplätzen, Parks und Gärten klassifiziert.

E2.7 umfasst Brachen von mesophilen Mähwiesen („Unmanaged mesic grassland“, ohne Untergliederung; ausgenommen sind aufgelassene Weiden, die zu E2.13 gehören), E2.8 mesophile Trittrassen mit Annuellen.

Das Feuchtgrünland (E3) Mitteleuropas wird auf Level 3 zwei Untergruppen zugeordnet:

1) E3.4 „Moist or wet eutrophic and mesotrophic grassland“: Hierzu zählen aus vegetationskundlicher Sicht die Sumpfdotterblumen i.w.S. (*Calthion*), die Brenndoldenwiesen (*Cnidion*) und die Flutrasen (*Agrostietalia stoloniferae*). Brachen sind auch hier gesondert typisiert (E3.45 „Recently abandoned hay

meadows“), wobei die von E2.7 abweichende Formulierung auffällt. Es handelt sich hier nur um junge Brachen, da die feuchten Staudenfluren älterer Sukzessionsstadien unter E5.4 klassifiziert werden.

2) E3.5 „Moist or wet oligotrophic grassland“: Diese wenig untergliederte Gruppe umfasst die kalkreichen (E3.511) und sauren (E3.512) Pfeifengraswiesen (*Molinion* s.l.) sowie – was bei einem Biotoptypenkonzept durchaus zweckmäßig ist – die feuchten Borstgrasrasen (*Juncion squarrosae*, E3.52). Anders als bei E2 und E3.4 bilden Brachen hier keinen eigenen Typ. Nachteilig erscheint, dass die (sub-)atlantischen Wiesen mit Spitzblütiger Binse (*Juncion acutiflorae*), trotz ihrer überwiegend nährstoffarmen Standorte zu E3.4 gestellt werden (auf die Verwandtschaft zum *Molinion* wird aber hingewiesen).

Die sub-/alpinen Rasen (E4) sind in zahlreiche geographische Typen unterteilt. Dazu gehören auch hochmontane bzw. subalpine Borstgrasrasen der höchsten deutschen Mittelgebirge, wobei für den Bayerischen Wald, den Schwarzwald und den Harz jeweils ein eigener Typ aufgeführt wird (z. B. E4.3163 „Harz summital mat-grass swards“).

Die Kraut- und Staudenfluren (E5) gliedern sich in folgende Gruppen:

E5.1 „Anthropogenic herb stands“: Hierzu zählen vermutlich (genaue Definitionen fehlen) vorwiegend Ruderalfluren i.w.S., die nicht nach Vegetations- oder Standorttypen, sondern nach Typen der früheren Nutzung bzw. der Funktion unterteilt sind (eutrophe Brachen allgemein, Brachen städtischer Bauflächen, Brachen ländlicher Bauflächen, Brachen ehemaliger Abbauflächen und – als sehr spezieller, abweichender Typ – Kulturen von Leguminosen und anderen krautigen Pflanzen zur Bodenverbesserung).

E5.2 „Thermophile woodland fringes“: Die Waldsäume dieser Gruppe gliedern sich in trockenwarme und in mesophile Säume. Angesichts der großen Zahl von Saumgesellschaften ist es erstaunlich, dass diese hier nicht weiter untergliedert werden. Der Differenzierungsgrad der EUNIS-Typen nach Vegetationseinheiten ist je nach Obergruppe sehr unterschiedlich.

E5.3 „*Pteridium aquilinum* fields“: Die gesonderte Typisierung von Adlerfarn-Beständen auf einem relativen hohen Level (3) ist vermutlich dadurch begründet, dass diese im atlantischen Bereich vielfach sehr große Flächen einnehmen. Dies ist ein Beispiel für Typen, die aus regionaler Sicht entbehrlich erscheinen können, aber im Hinblick auf die Kompatibilität mit europäischen Klassifikationen berücksichtigt werden sollten – zumal wenn es sich wie bei E5.3 um gut kenntliche Dominanzbestände handelt.

E5.4 „Moist or wet tall-herb and fern fringes and meadows“: Die Gliederung dieser Gruppe feuchter Staudenfluren ist aus folgenden Gründen sehr problematisch:

- Eingrenzung der Standorte auf Fließgewässer („water courses“), schattige Waldsäume und Feuchtwiesen. Dadurch entstehen Probleme bei der Zuordnung vergleichbarer Vegetationsbestände an den Ufern von Stillgewässern sowie an feuchten, aber sonnenexponierten Waldrändern.
- Typisierung der Uferstaudenfluren anhand einzelner Arten, von denen in Deutschland nur *Angelica archangelica* (E5.4111 „*Angelica archangelica* fluvial

communities“) und *Filipendula ulmaria* (E5.412 „Western nemoral river bank tall-herb communities dominated by *Filipendula*“) vorkommen. Die Zuordnung von Uferstaudenfluren ohne diese Arten bzw. ohne klare Dominanz bleibt unklar.

- Überschneidung der Staudenfluren feuchter Wiesen (E5.42 „Tall-herb communities of humid meadows“) mit den unter E3 klassifizierten Feuchtgrünlandtypen und ihren Brachen.

E5.5 „Subalpine moist or wet tall-herb and fern stands“: Die Staudenfluren der Gebirge werden (wie die meisten Biotoptypen der Gebirge) geographisch gegliedert. Der Typ E5.513 „Hercynian tall herb communities“ umfasst hochmontane Staudenfluren deutscher Mittelgebirge.

Bei der Untergruppe E 6 „Inland salt steppes“ stellt sich die Frage, warum einige dieser Einheiten nicht zu den binnenländischen Salzsümpfen (D6) gestellt wurden, z. B. E6.2131 „Pannonic *Puccinellia limosa* hollows“, die sich in der Zonierung an die unter D6.16 typisierten Quellerfluren pannonischer Salzpflanzen anschließen. In der Klassifikation der österreichischen Biotoptypen (vgl. 6.5.1) sind diese in einer Obergruppe („Salzwiesen und Salztrockenrasen“) zusammengefasst und werden erst auf der Subtypen-Ebene getrennt.

Bei den kontinentalen Salzsteppen ist eine Vielzahl sehr ähnlicher Typen aufgeführt, was durch die nach biogeographischen Regionen (pannonisch, pontisch, sarmatisch) getrennte Parallel-Klassifikation bedingt ist.

Unter der Untergruppe E7 „Sparsely wooded grasslands“ finden sich Komplextypen: E7.1 „Atlantic parkland“, E7.2 „Sub-continental parkland“, E7.3 „Dehesa“. Die biogeographischen Bezeichnungen lassen nicht erkennen, wo gehölzreiche Hutungen der subatlantischen Teile Deutschlands eingeordnet werden sollen. Außerdem überschneidet sich E7 mit der Obergruppe X, der sie besser anzuschließen wäre (s.u.).

## F Heathland, scrub and tundra:

Die Obergruppe der Heiden, Gebüsche und Tundra wird auf Level 2 in elf Untergruppen unterteilt:

- F1 Tundra
- F2 Arctic, alpine and subalpine scrub
- F3 Temperate and mediterranean-montane scrub
- F4 Temperate shrub heathland
- F5 Maquis, arborescent matorral and thermo-Mediterranean brushes
- F6 Garrigue
- F7 Spiny Mediterranean heaths (phrygana, hedgehog-heaths and related coastal cliff vegetation)
- F8 Thermo-Atlantic xerophytic scrub
- F9 Riverine and fen scrubs
- FA Hedgerows
- FB Shrub plantations

Diese Obergruppe umfasst somit ökologisch extrem unterschiedliche (arktische bis mediterrane) Lebensräume, deren einzige Gemeinsamkeit die Dominanz von Zwergsträuchern oder Sträuchern ist. Übergeordnetes Gliederungsprinzip ist hier somit die pflanzliche Lebensform, begrenzt auf bestimmte, allerdings sehr unterschiedliche Standorte. Denn die von Zwergsträuchern geprägten Hochmoortypen, Küstenbiotope und



**Foto 1: Nährstoffarmer, schnellfließender, sommerkalter Heidebach mit flutender Wasservegetation (Lutter, Landkreis Celle)**

Die Wasservegetation ist Teil des Bachbiotops. Bei EUNIS wird sie jedoch gesondert klassifiziert: C2.21 „Epirhithral and metarhithral streams“, C2.25 „Acid oligotrophic vegetation of fast-flowing streams“.



**Foto 2: Binnendüne mit Silbergrasflur im Elbetal (Amt Neuhaus, Landkreis Lüneburg)**

Den heterogenen Typen auf Level 4 von EUNIS nicht eindeutig zuzuordnen. Es könnten u.a. folgende Typen zutreffen: E1.93 „Corynephorus grassland“ [Vegetationstyp] E1.94 „Inland dune pioneer grassland“ [Biotoptyp] E1.96 „Northern fluviatile dunes“ [Standortkomplextyp].



**Foto 3: Naturnahes Übergangsmoor mit Hochmoorvegetation (Henneckenmoor, Landkreis Celle)**

Naturnahe Hoch- und Übergangsmoore sind durch ein Mosaik aus Bulten und Schlenken gekennzeichnet. Diese bilden zusammen den Biotop. Bei EUNIS werden dagegen Bulten und Schlenken auf Level 5 ff. getrennt klassifiziert, z.B. D1.1121 „Sphagnum schlenken“.

binnenländischen Salzstellen werden anderen, vorrangig standortbezogenen Obergruppen zugewiesen. Für die Tundra gilt der Lebensformbezug aber nur eingeschränkt, da sie teilweise auch von krautigen Pflanzen bzw. Kryptogamen dominiert wird (Subtyp F1.2 „Moss and lichen tundra“).

Die Untergruppen 1 bis 8 von Level 2 sind an Klimazonen ausgerichtet. Untergruppe 9 bilden die als azonal aufgefassten Gebüsche der Flussufer und Moore. Die beiden letzten Einheiten sind Nutzungs- bzw. Strukturtypen (Hecken, Strauchpflanzungen).

Während bei E die Äcker ausgenommen sind, werden bei F vergleichbar bewirtschaftete Gehölzkulturen (z. B. Weingärten) einbezogen. Dies erscheint wenig konsequent (bei den Obergruppen mit krautiger Vegetation stärkerer Nutzungsbezug als bei Gehölzformationen).

Aus niedersächsischer Sicht ist insbesondere die Einordnung der Heiden zu diskutieren. Die reine Zwergstrauchheide (ohne Wacholder und andere höhere Gehölze) steht hinsichtlich ihrer Standorte, Nutzung, Struktur und Artenzusammensetzung den Magerrasen sehr viel näher als z. B. den Schlehen- oder Weidengebüschen. Bestimmte Ausprägungen unterscheiden sich von Borstgrasrasen nur durch den Anteil der Zwergsträucher innerhalb eines weitgehend einheitlichen Pflanzenartenspektrums. Daher werden Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen einer pflanzensoziologischen Klasse zugeordnet (*Nardo-Callunetea*). Dafür spricht auch die Dominanz von Gräsern in aufgelassenen oder unzureichend gepflegten Heiden.

Die Untergruppe F4 „Temperate shrub heathland“ umfasst Moorheiden (F4.1), die ökologisch mehr Gemeinsamkeiten mit den Moorbiotopen als mit trockene Heiden (F4.2) haben.

Heiden auf Binnendünen werden gesondert typisiert (vgl. 6.3.3). An dieser Stelle sei beispielhaft auf ein an vielen Stellen vorhandenes terminologisches Problem der EUNIS-Klassifikation hingewiesen: Die Bezeichnungen der Subtypen sind in vielen Fällen nur in Verbindung mit höheren Levels verständlich: Die Bezeichnung F4.262 „Dry sandy heaths with *Calluna* and *Genista*“ lässt nicht erkennen, dass nur Ausprägungen auf Dünen des Binnenlands gemeint sind (F4.26 „Inland dune heaths“).

Die Untergruppe FA „Hedgerows“ (Hecken) wird wie folgt gegliedert:

- FA.1 Hedgerows of non-native species
  - FA.2 Highly-managed hedgerows of native species
  - FA.3 Species-rich hedgerows of native species
  - FA.4 Species-poor hedgerows of native species
- Bei den Hecken aus einheimischen Arten wird ein anderes Klassifikationskriterium verwendet, als bei anderen Kategorien: Intensität der Nutzung und Artenzahl. FA.4 unterscheidet sich von FA.3 dadurch, dass durchschnittlich weniger als fünf Strauch- oder Baumarten (ohne Brombeeren und Lianen) pro 25 m Länge vorkommen. Aufgrund der von Natur aus geringen Gehölzartenzahl auf basenarmen Standorten Nordwestdeutschlands erscheint diese Unterscheidung nicht zweckmäßig.

## **G Woodland, forest and other wooded land:**

Die Obergruppe der Wälder, Forste und sonstigen Baumbestände umfasst auf Level 2 fünf Untergruppen (s. Abb. 11):

- G1 Broadleaved deciduous woodland

- G2 Broadleaved evergreen woodland
- G3 Coniferous woodland
- G4 Mixed deciduous and coniferous woodland
- G5 Lines of trees, small anthropogenic woodlands, recently felled woodland, early-stage woodland and coppice

Wie Obergruppe F ist auch G durch die Lebensform der dominanten Pflanzen (hier: Bäume) charakterisiert. Dagegen erfolgt die Untergliederung auf Level 2 hier nicht nach klimatisch bedingten Vegetationszonen, sondern wiederum nach Lebensformen (1-4), auch wenn diese z. T. mit Vegetationszonen korreliert sind (G2 ist z. B. vorwiegend mediterran verbreitet). G5 ist ein Konglomerat aus sehr verschiedenen Struktur- und Nutzungstypen. Während bei F die Gebüsche der Feuchtbiopte auf Level 2 eine eigene Kategorie bilden (F9), werden die standörtlich entsprechenden Wälder erst auf Level 3 klassifiziert. Dies erscheint willkürlich. Der Deckungsgrad der Baumkronen soll mindestens 10 % betragen (andernfalls Zuordnung zu E7). Vor kurzem bzw. vorübergehend entwaldete Kahlschläge und Waldbrandflächen werden einbezogen.

Die Laubwälder Mitteleuropas (G1, s. Abb. 11) gliedern sich in:

G1.1 Weichholz-Auwälder („Riparian and gallery woodland, with dominant *Alnus*, *Betula*, *Populus* or *Salix*“). Die Bezeichnung beinhaltet zwar auch Erlen-Auwälder, die jedoch bei den folgenden Levels auf montane Grauerlenwälder sowie boreale und mediterrane Erlenwälder beschränkt werden.

G1.2 Erlen-Eschen- und Hartholz-Auwälder („Mixed riparian floodplain and gallery woodland“). Die Erlen-Eschenwälder (G1.21) werden in zahlreiche, schwer zu trennende Typen unterteilt, von denen ca. zehn für Deutschland in Betracht kommen. Diese werden – was ungewöhnlich ist – zu drei Gruppen gemäß den limnologischen Fließgewässerabschnitten aggregiert: Erlen-Eschenwälder der Quellen und Bäche (G1.211), der schnellfließende Flüsse (G1.212) und der langsamfließenden Flüsse (G1.213).

Bei den Hartholz-Auwäldern Mitteleuropas gibt es dagegen nur zwei Typen mit wiederum einem stark abweichenden Klassifikationskriterium, eine Unterteilung in großflächige Ausprägungen und kleinflächige Restbestände (G1.221 „Great medio-European fluvial forests“, G1.222 „Residual medio-European fluvial forests“).

G1.4 Breitblättrige Sumpfwälder, die nicht auf saurem Torf stocken („Broadleaved swamp woodland not on acid peat“): Hierunter fallen v. a. Erlen-Bruchwälder, aber auch Eichen- und Zitterpappel-Sumpfwälder. Unklar ist (zumindest aus niedersächsischer Sicht), wie sich die Typen G1.412 „Oligotrophic swamp alder woods“ und G1.52 „*Alnus* swamp woods on acid peat“ der folgenden Kategorie unterscheiden. Eschen-Sumpfwälder sowie nährstoffreiche Birken-Sumpfwälder können nicht (bzw. nur allgemein der Untergruppe G1.4) zugeordnet werden.

G1.5 Breitblättrige Sumpfwälder auf saurem Torf („Broadleaved swamp woodland on acid peat“): Diese umfassen Birken- und bodensaure Erlen-Bruchwälder (s. o.).

G1.6 Buchenwälder: Sie werden entsprechend den pflanzensoziologischen Verbänden unterteilt in verschiedene Typen von „acidophilen“ und „neutrophilen“

**G1: EUNIS Habitat Classification: criteria for broadleaved deciduous woodland (G1) to Level 3**

(number) refers to explanatory notes to the key (see following page).

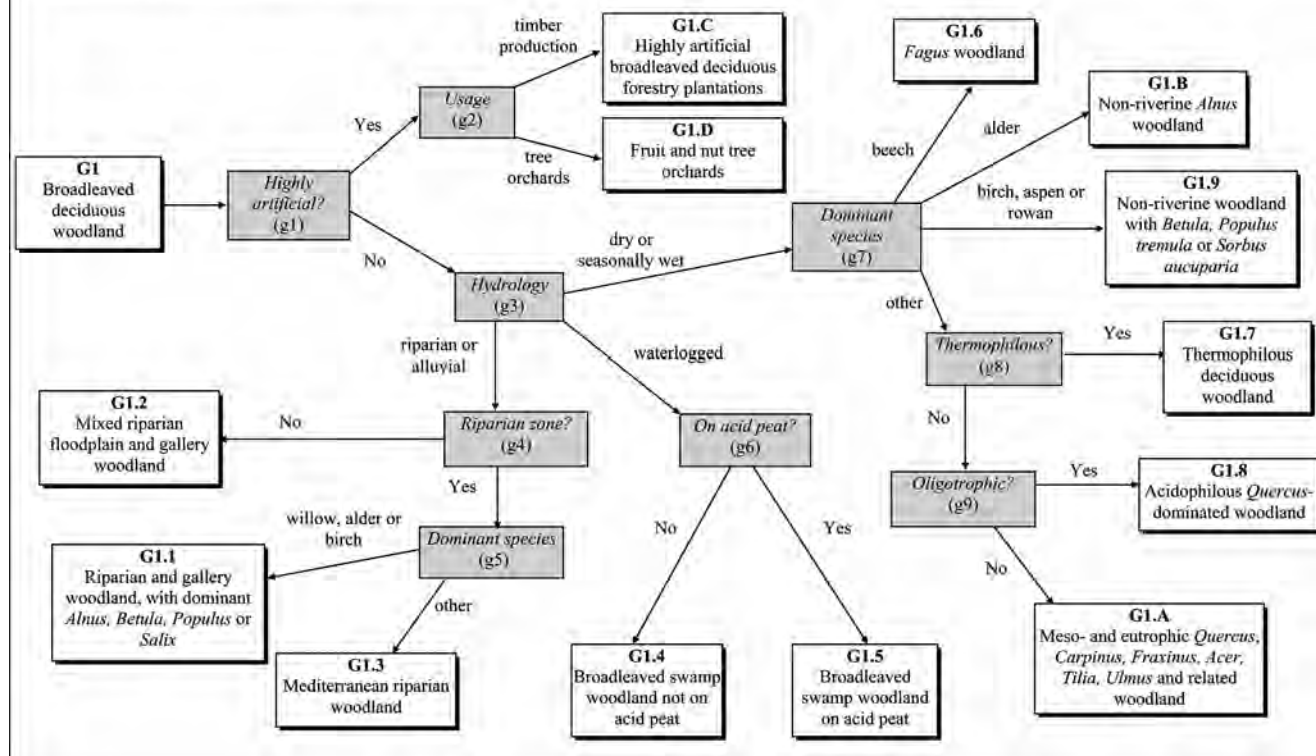


Abb. 11: Kriteriendiagramm der EUNIS-Klassifikation für Laubwälder (bis Level 3) (aus DAVIES et al. 2004)

Buchenwäldern sowie Buchenwäldern trockenwarmer Kalkstandorte. Bei den Eiben-Buchenwäldern dieser Standorte müsste allerdings ab einem Anteil der Eibe von > 25 % nach den Vorgaben zu G4 (s. u.) die Zuordnung zu dem sehr unspezifischen Typ G4.9 „Mixed deciduous woodland with Cupressaceae or Taxaceae“ erfolgen.

G1.7 Thermophile Wälder („Thermophilous deciduous woodland“). Hierzu gehört eine sehr große Zahl von regionalen Typen, von denen wohl zwei – „G1.7112 Northern *Quercus pubescens* woods“ und „G1.712 Sub-Mediterranean *Quercus petraea*-*Q. robur* woods“ – in Deutschland vorkommen. Ob thermophile Elsbeeren-Eichen-Hainbuchenwälder, wie sie in Südost-Niedersachsen auftreten, dazugehören, bleibt unklar.

G1.8 Bodensaure Eichenwälder: Die in Deutschland vorkommenden Typen gliedern sich gemäß der Pflanzensoziologie in Birken-Eichenwälder, Traubeneichen-Buchenwälder sowie Hainsimsen-Eichenwälder des Berglands. Ein spezieller Subtyp ist G1.823 „Northern dune oak woods“, nach der Definition Stiel- und Traubeneichenwälder auf Küstendünen der Nordseeküste. Eine Unterteilung in feuchte und trockene Ausprägungen findet sich nur bei den Hainsimsen-Eichenwäldern (hygrophile, thermophile), wobei die feuchten Ausprägungen aber auf andere Regionen beschränkt werden. Im Vordergrund steht auch hier eine Einteilung in schwer nachvollziehbare biogeographische Typen (z. B. G1.87141 „Peri-Bohemian giant moorgrass sessile oak forest“).

G1.9 umfasst Pionierwälder aus Birke, Zitter-Pappel oder Eberesche, die nicht in Mooren und nicht an Flussufern („non-riverine“) wachsen. Außerdem sind hier unter G1.94 Eichen-Birkenwälder auf Binnendünen

aufgeführt, während Eichen-Birkenwälder ansonsten unter G1.81 „Atlantic *Quercus robur* - *Betula* woods“ geführt werden (vgl. auch G1.823 „Northern dune oak woods“ auf Küstendünen).

Interessant ist der Typ G1.9115 „Heavy-metal birch woods“. Auch in Niedersachsen gibt es im Kontakt zu Schwermetallrasen kleine Birken-Pionierwälder, die aufgrund ihres Standorts diesem Typ zuzuordnen wären. Diese müssten als eigener Typ im niedersächsischen Kartierschlüssel ergänzt werden, um eine Referenz zu EUNIS herzustellen. Da ein Baumwuchs in derartigen Bereichen aber erst möglich ist, wenn der Schwermetallgehalt im Oberboden durch Auswaschung und Humusbildung geringer geworden ist, unterscheidet sich die Krautschicht dieser Bestände kaum von „normalen“ Birkenwäldern, so dass ein eigener Typ weder notwendig noch praktikabel erscheint. Außerdem ist zu bedenken, dass es auf derartigen Standorten auch Bestände anderer Pioniergehölze gibt (z. B. Kiefer), die bei EUNIS nicht aufgeführt sind.

G1.A beinhaltet alle mesophilen Mischwälder aus Eichen, Hainbuchen und Edellaubholz (inkl. Schluchtwälder) mit einer unübersichtlichen Vielzahl regionaler Subtypen mit biogeographischer Bezeichnung.

Eichen-Hainbuchenwälder im pflanzensoziologischen Sinne müssen je nach Baumartendominanz unterschiedlich eingeordnet werden: G1.A13 „Sub-Atlantic *Fraxinus-Quercus* forests with *Primula elatior*“ [Eschen-Eichenwälder], G1.A141 „Northwestern oak-hornbeam forests“ [Eichen-Hainbuchenwälder], G1.A27 „Sub-Atlantic *Fraxinus* forests“ [Eschen-dominierte Fazies mesophiler Eichen-Mischwälder], G1.A31 „Western *Carpinus betulus* woodland“ [Dominanz von

Hainbuche], G1.A51 „Western *Tilia* forests“ [Dominanz von Linde], G1.A8 „Eurosiberian maple woods“ [Dominanz von Ahorn-Arten].

Grundsätzlich stehen die dominanten Baumarten überwiegend im Vordergrund der Klassifikation, dann folgen biogeographische Kriterien. Der Vorteil des starken Baumartenbezugs ist die leichte Erfassbarkeit (Zuordnung nach Baumarten leicht möglich). Nachteilig sind vielfach der fehlende Standortbezug (somit kein Biotoptyp i. e. S.) und eine starke Erhöhung der Typenzahlen (gegenüber stärker standortbezogenen Ansätzen, bei denen ein Typ von verschiedenen Baumarten dominiert sein kann).

In der Untergruppe G1.C werden sowohl Forste aus nicht standortgemäßen Laubbaumarten als auch Obstbaumkulturen klassifiziert, was im Hinblick auf Ökologie und Nutzung wenig sinnvoll erscheint.

G2 umfasst die immergrünen Laubwälder. Unklar bleibt, ob sehr *Ilex*-reiche Eichen- und Buchenwälder Nordwestdeutschlands zu G2.6 „*Ilex aquifolium* woods“ gehören.

G3 ist die Gruppe der immergrünen Nadelwälder (inkl. Forste aus standortfremden Nadelbäumen), wieder mit einer Vielzahl regionaler Typen, z. B. G3.1D2 „Subalpine spruce forests of the Harz and Erzgebirge“.

Die Untergruppe G4 umfasst Mischwälder aller Standorte mit Nadelholzanteilen zwischen 25 und 75 %. Da der überwiegende Teil der Laubwaldtypen von Natur aus oder forstlich bedingt Nadelholzanteile aufweisen kann, wird die Typisierung dadurch sehr unübersichtlich, zumal die Mischwaldtypen (abgesehen von den subkontinentalen Kiefern-Eichenwäldern) nur wenig gegliedert sind. So müssen z. B. die verbreiteten Birken-Kiefern-Moorwälder des norddeutschen Tieflands je nach Kiefernanteil bei den Birken-, Kiefern- oder gemischten Moorwäldern einsortiert werden, wobei G4.1 „Mixed swamp woodland“ ebenso Mischbestände mit Fichte und anderen Nadelbäumen umfasst.

Während die montanen Laub- und Nadelwälder eine Vielzahl regionaler Typen aufweisen, werden die typischen Bergmischwälder europaweit nur einem Typ zugeordnet: G4.6 „Mixed *Abies-Picea-Fagus* woodland“.

Die Untergruppe G5 bilden Baumreihen, kleine Baumbestände, Kahlschläge, Baumpflanzungen und Verjüngungsstadien von Wäldern. Problematisch erscheinen hier v. a. zwei Typen:

G5.71 „Coppice“: Nach der Definition handelt es sich um Aufwuchsstadien von Niederwäldern. Niederwälder sind keine Biotoptypen, sondern Nutzungstypen sehr verschiedener Waldtypen. Es ist nicht zweckmäßig, ein bestimmtes Altersstadium von Niederwäldern gesondert zu typisieren.

G5.64 „Raised bog pre-woods“: Dies sind Hochmoor-Teilflächen mit kleinen Bäumen wie Kiefern oder Birken, die Vorstadien von Moorwäldern, aber auch geringwüchsige Dauerstadien bestimmter Hochmoortypen sein können. Hier wäre eine Zuordnung zu den Hochmoortypen sehr viel sinnvoller als die Einordnung in eine heterogene Gruppe mit vorwiegend anthropogenen Baumbeständen.

**H Inland unvegetated or sparsely vegetated habitats:** Die Obergruppe der vegetationslosen und spärlich bewachsenen Lebensräume des Binnenlandes wird auf

Level 2 in sechs Untergruppen gegliedert:

- H1 Terrestrial underground caves, cave systems, passages and waterbodies
- H2 Screes
- H3 Inland cliffs, rock pavements and outcrops
- H4 Snow or ice-dominated habitats
- H5 Miscellaneous inland habitats with very sparse or no vegetation
- H6 Recent volcanic features

Es handelt sich um binnenländische Biotope mit einer Vegetationsbedeckung unter 30 %. Ein weiteres Merkmal, das aber in der Definition nicht angesprochen wird, ist die Naturnähe; denn vegetationsarme anthropogene Flächen wie z. B. Straßen gehören zur Obergruppe J.

Die Höhlenbiotope (H1) mit Vorkommen in Deutschland werden auf Level 3 in folgende Typen gegliedert:

H1.1 Höhleneingänge

H1.2 Innere Teile der Höhlen

H1.3 Dunkle unterirdische Verbindungsgänge

H1.5 Unterirdische Stillgewässer

H1.6 Unterirdische Fließgewässer

H1.7 Aufgelassene Bergwerkstollen und Tunnel

Bemerkenswert ist die Untergliederung von H1.2 nach dem Vorkommen von Höhlentieren in folgender Abstufung:

- Höhlen mit troglobionten Wirbeltieren (Arten, die nur in Höhlen leben: Grottenolm, bestimmte Fischarten [vermutlich nicht in Deutschland])
- Höhlen mit subtroglophilen Wirbeltieren (Arten, die Höhlen vorübergehend bzw. nur für bestimmte Lebensfunktionen besiedeln, insbesondere Fledermäuse)
- Höhlen mit troglobionten Wirbellosen
- Höhlen mit troglophilen Wirbellosen (für Höhlen typische Arten, die aber auch in anderen Biotopen vorkommen, z. B. die Höhlenspinne, *Meta renardi*; BLAB 1993)
- Höhlen mit subtroglophilen Wirbellosen
- Höhlen ohne signifikante Höhlenfauna

Unklar bleibt z. B., welchem Typ Höhlen zuzuordnen wären, in denen sowohl subtroglophile Wirbeltiere als auch troglophile Wirbellose vorkommen. Diese Typisierung ist unzweckmäßig, weil sie nicht oder nur teilweise einen Bezug zur Qualität der Biotope hat und weil es einen hohen (und für Naturschutzfragen unverhältnismäßigen) Aufwand erfordert, Höhlen so detailliert zu untersuchen, dass feststeht, ob bei irgendeiner Artengruppe troglophile Arten nachweisbar sind. Außerdem ist sie insofern unlogisch, als Fische und Grottenolm innerhalb der Höhlen nur die Gewässer besiedeln, die nicht zu H1.2 gehören. Die Höhlengewässer in diese Gruppe zu stellen (und nicht in die Obergruppe der Gewässer) erscheint pragmatisch.

Die Gesteinshalden (H2) und Felsen (H3) werden auf Level 3 nach Standorten (Gestein, Klima) und darunter teilweise nach Pflanzengesellschaften bzw. -arten sowie in zahlreiche biogeographische Subtypen gegliedert, z. B. H2.3132 „Carpathian woodrush screes“ [Hainsimsen-Halden der Karpaten]. Bei den Felsbiotopen werden aufgelassene Steinbrüche als eigene Typen (Silikat, Kalk) aufgeführt. Nasse (überrieselte) Felsen bilden ebenfalls einen eigenen Typ.

Die Untergruppe H5 umfasst verschiedene sonstige Habitats ohne Vegetation, gegliedert nach Substrat. Dazu gehören auch Typen wie unbefestigte Trampelpfade und frische Brandflächen.

#### **I Regularly or recently cultivated agricultural, horticultural and domestic habitats:**

Die Obergruppe I umfasst auf Level 2 zwei Untergruppen:

- I1 Arable land and market gardens [Äcker und Flächen des Erwerbsgartenbaus]
- I2 Cultivated areas of gardens and parks [Beete in Gärten und Parks]

Es handelt sich um gehölzfreie Habitats, die durch häufige Bodenbearbeitung geprägt sind, einschließlich junger Brachestadien derartiger Kulturflächen. Die Gehölz- und Rasenflächen der Grünanlagen gehören dem gemäß zu anderen Obergruppen.

Die Äcker („unmixed crops“) werden nicht nach Standorten oder Typen der Begleitvegetation, sondern nach der Größe der Schläge typisiert:

- I1.11 Large-scale intensive unmixed crops (> 25 ha)
- I1.12 Medium-scale intensive unmixed crops (1–25 ha)
- I1.13 Small-scale intensive unmixed crops (< 1 ha)

Zusätzlich werden extensiv genutzte Äcker als eigener Typ gefasst (I1.3 „Arable land with unmixed crops grown by low-intensity agricultural methods“).

Brachen bilden eigene Typen, gegliedert in Flächen ohne Vegetation, mit einjähriger und mit mehrjähriger Vegetation.

#### **J Constructed, industrial and other artificial habitats:**

Die Obergruppe J – in wörtlicher Übersetzung: gebaute, industrielle und andere künstliche Habitats – gliedert sich auf Level 2 in sechs Untergruppen:

- J1 Buildings of cities, towns and villages
- J2 Low density buildings
- J3 Extractive industrial sites
- J4 Transport networks and other constructed hard-surfaced areas
- J5 Highly artificial man-made waters and associated structures
- J6 Waste deposits

Übergeordnetes Klassifikationskriterium dieser Obergruppe ist die Überformung der Standorte durch menschliche Nutzungen. Anders als bei vielen anderen Klassifikationen werden somit Abbaufächen wie Steinbrüche (keine Untergliederung nach Gesteinstyp) sowie künstliche Gewässer (z. B. intensiv genutzte Fischteiche) mit Gebäuden, Verkehrsflächen und Deponien einer gemeinsamen Klasse zugeordnet. Die Typen beinhalten nur die Baukörper, z. B. J4.7 „Constructed parts of cemeteries“ (vgl. X). J2 umfasst neben größeren Gebäuden auch Kleinstrukturen wie Zäune und Mauern.

#### **X Habitat complexes:**

Die Habitatkomplexe werden auf Level 2 in 33 Einheiten gegliedert. Die in Deutschland (ohne Alpen) vorkommenden Komplexe können wie folgt gruppiert werden:

- Komplexe des Meeres und der Küsten wie Ästuar und Lagunen (X01–03, X30–33)
- Hochmoorkomplexe (X04)
- Äcker, die von Bäumen beschattet bzw. von Streifen mit halbnatürlicher Vegetation durchsetzt sind (X05, X06)
- Halboffene Kulturlandschaften (Hutewälder, große Parks, Landschaften mit lockerem Baumbestand bzw. kleinen Waldstücken, X09–X16)
- Waldränder (treeline ecotones, X17)
- Gärten und Grünflächen (X22–25)

Es handelt sich somit um Komplexe sehr unterschiedlicher Größenordnung, von denen einige aufgrund ihrer geringen Flächengröße üblicherweise als Biotoptypen i.w.S. aufgefasst werden (z. B. Gärten, Wald-ränder). Die Auswahl erscheint sehr willkürlich und deckt nur einen kleinen Teil der wichtigsten Standortkomplexe ab. So fehlen z. B. Komplexe der Bach- und Flussauen, der Seen, der Niedermoore, der Felshänge, der Küstendünen, der bebauten Siedlungsbereiche usw. Da zudem keine Definition der Komplextypen vorliegt, ist eine weitergehende Analyse der Kategorie X an dieser Stelle nicht möglich.

In Tab. 39 werden beispielhaft einige EUNIS-Typen hinsichtlich ihrer Typisierung, Differenzierung und Eignung als Kartiereinheit bewertet.

#### **Fazit:**

Die EUNIS-Klassifikation bildet einen wichtigen Orientierungsrahmen für die Entwicklung regionaler Klassifikationen. Aufgrund ihrer Heterogenität, ihrer vielfach nicht praxismgerechten Typisierung und unzureichender Definitionen ist sie aber als Referenzliste im Detail nicht geeignet. Das Spektrum der Typen reicht von kleinstflächigen Biotoperelementen wie Hochmoorbulten bis zu großräumigen Biotopkomplexen. Die Gliederungstiefe ist je nach Ober- und Untergruppe sehr unterschiedlich.

Insbesondere die zahlreichen Typen mit geographischen Bezeichnungen (kontinental, nordisch, mitteleuropäisch usw.) sind schwer nachvollziehbar. Es bleibt unklar, ob (a) jeweils alle Ausprägungen einer bestimmten, klar umgrenzten Region gemeint sind, oder ob es (b) um bestimmte Vegetationstypen geht, die lediglich einen bestimmten biogeographischen Schwerpunkt haben, aber auch woanders vorkommen. Die Handhabung entsprechender Typen in Anhang I der FFH-Richtlinie (s. 6.3.3) spricht für Alternative b. Gerade für einen Übergangsraum wie Nordwestdeutschland ist festzustellen, dass je nach Obergruppe Typen mit ganz unterschiedlichen biogeographischen Bezeichnungen vorkommen (atlantisch, subatlantisch, mitteleuropäisch, subkontinental, nordisch, herzynisch u. a.). Standorte werden bei den terrestrischen Biotopen vielfach nicht oder nur sehr grob angesprochen. Insbesondere bei den Wäldern fällt die Priorität des Kriteriums „dominante Baumart“ gegenüber einer Gliederung nach Standorten auf.

Tab. 39: Beispiele für Biotoptypen der EUNIS-Klassifikation

Einstufung der Typisierungskategorie (T, s. 6.1.1), des Differenzierungsgrads der Klassifikation (D, s. 6.1.2) und der Eignung als Erfassungseinheit für Biotopkartierungen (E, s. 6.1.3)

Beispiele von EUNIS-Typen	T	D	E	Definitionen, Anmerkungen
A2.2222 <i>Oligochaetes</i> in variable salinity littoral mobile sand	Z	5	1	Typisierung anhand eines Taxons der Würmer unzweckmäßig
A2.515 <i>Elymus repens</i> saltmarsh driftlines	V/T	5	1	Spülsäume sind kein eigenständiger Biotoptyp (zu kleinflächig und unbeständig).
A2.5316 Atlantic <i>Carex extensa</i> saltmeadows	gV	4	2	<i>Carex extensa</i> kommt in unterschiedlichen Salzwiesentypen in meist untergeordneter Menge vor (nicht strukturprägend), ist daher als namengebende Art für einen Biotoptyp ungeeignet.
B1.311 Atlantic embryonic dunes	gB	5	4	Primärdünen der Küste sind als Biotoptyp hinreichend bestimmt.
B1.611 <i>Hippophae rhamnoides</i> dune thickets	B	5	5	Die Kombination aus strukturprägender Strauchart und Standort kann als Biotoptyp aufgefasst werden.
B1.83 Dune-slack fens	A	3	4	Unterteilung nach Trophie und Vegetationsstruktur erforderlich (s.u.)
C1.24 Rooted floating vegetation of mesotrophic waterbodies	V/T	4	1	Vegetationstyp, der nur ein Biotopelement darstellt
C2.42 Freshwater tidal rivers	B	4	4	zusätzliche Differenzierung nach Naturnähe/Ausbaugrad wäre sinnvoll
C2.6 Films of water flowing over rocky watercourse margins	T	3	1	Biotopelement, das in unterschiedlichen Fließgewässertypen vorkommt
C3.63 Unvegetated river mud banks	T	5	1	aufgrund meist geringer Größe und starker Fluktuation nicht als eigener Biotoptyp geeignet
D1.11111 <i>Sphagnum magellanicum</i> hummocks	V/T	5	1	Vegetationstypen der Hochmoorbulten entsprechen nicht dem Biotoptypenkonzept.
D1.123 Ditched raised bogs	A (K)	2	1	Durch Gräben entwässerte Hochmoore können sehr verschiedene Vegetationstypen aufweisen und sind meist Biotopkomplexe.
D2.26 <i>Eriophorum angustifolium</i> fens	V (B)	3	1	unzweckmäßig wegen Überschneidung mit diversen anderen Moortypen und oft kleinflächiger Vergesellschaftung mit anderen Vegetations-Dominanztypen
D2.331 Acidocline bottle sedge quaking mires	B (T)	5	4	basenarme Schwingmoore aus Schnabel-Segge; gut gekennzeichneter Typ, aber Ausprägung oft zu kleinflächig (eher Biotopelement)
D4.156 Flea sedge fens	V (B)	5	1	<i>Carex pulicaris</i> ist (anders als <i>Carex rostrata</i> ) keine flächig strukturbildende Art, sondern meist in geringer Zahl in von anderen Arten geprägten Mooren eingestreut; daher – wie viele andere floristisch definierte Moortypen von EUNIS – als namengebende Art für einen Biotoptyp ungeeignet.
D4.11 Tall herb fens	B (S)	4	4	durch Vegetationsstruktur gekennzeichneter Moortyp (genauer Standortbezug ergibt sich nur aus der Obergruppe: D4.1 = rich fens)
D5.3 Swamps and marshes dominated by <i>Juncus effusus</i> or other large <i>Juncus</i> spp.	B (V)	3	4	Binsen-dominierte Moore und Sümpfe kommen auf unterschiedlichen Standorten vor. Die Binsendominanz ist als Kriterium gut erkennbar, kennzeichnet die Biotopqualität aber zu ungenau.
E1.2722 Harz <i>Xerobromion</i>	gP	4	1	Bezeichnung irreführend, da im Harz kein <i>Xerobromion</i> vorkommt (nur am Harzrand). Gemeint ist wohl die herzynische Region.
E1.2921 Peri-Hercynian calcicline pale fescue grasslands	gV/T	5	1	<i>Festuca pallens</i> bildet (zumindest in Mitteleuropa) kein „Grasland“, sondern besiedelt kleinflächige Felsbänder (Element weiter zu fassender Felsbiotope).
E2.13 Abandoned pastures	N	2	1	„Brachgefallenes Weidegrünland“ ist ein Nutzungstyp ohne Bezug zu Standort und Artenzusammensetzung
E3.41F Calcareous dunal small reed* fens * = Reitgras (hier <i>C. epigejos</i> )	B (V)	4	4	Überschneidet sich mit dem Standorttyp B1.83 (s.o.). Aus der Bezeichnung und Einordnung wird nicht deutlich, ob nur oder auch Küstendünentäler gemein sind.
E5.13 Weed communities of recently abandoned rural constructions	S/N	3	1	nicht näher definierter Struktur- und Nutzungstyp
FA.3 Species-rich hedgerows of native species	wS	4	2	Die Kombination aus „artenreich“ und „heimische Arten“ ist nicht sinnvoll, da standortbedingte Artenarmut bei Hecken nicht wertmindernd ist.
G1.2115 Great horsetail ash-alder woods	V	5	4	Erlen-Eschen-Quellwald mit <i>Equisetum telmateia</i> ; auch als Biotoptyp gut kenntlich, aber zu speziell an einer Art orientiert



Beispiele von EUNIS-Typen	T	D	E	Definitionen, Anmerkungen
G1.411 Meso-eutrophic swamp alder woods G1.4112 Elongated-sedge swamp alder woods	B P	4 4	4 2	Der Untertyp ist als Pflanzengesellschaft ( <i>Carici elongatae-Alnetum</i> ) eine weniger geeignete Bezeichnung als die übergeordnete Einheit, die allerdings einer genauen Definition bedarf.
G1.6111 Western Hercynian collinar woodrush beech forests	gP	4	2	Die Bezeichnung "Westhercynische kolline Hainsimsen-Buchenwälder" führt aus regionaler Sicht zu Definitionsproblemen (vgl. folgender Typ)
G1.622 Sub-Atlantic acidophilous beech forests	gB	4	4	geographische Abgrenzung unklar, als Biotoptyp vom vorstehenden Vegetationstyp nicht klar getrennt
G1.A31 Western <i>Carpinus betulus</i> woodland	gV	2	1	vgl. „41.A Hornbeam forests“ bei CORINE (s. 6.3.1)
G1.A411 Calcicline ash-sycamore ravine forests	B	5	5	Eschen-Ahorn-Schluchtwald auf Kalk, gut kenntlicher Biotoptyp
G5.71 Coppice	S/N	2	1	Aufwuchsstadien von Niederwäldern, ohne Bezug zu Standort- und Vegetationstypen
H3.2F Disused chalk and limestone quarries	N/K (A)	2	1	Aufgelassene Kreide- und Kalksteinbrüche sind i. d. R. Biotopkomplexe mit verschiedenen Standort- und Vegetationstypen.
J1.2 Residential buildings of villages and urban peripheries	N	4	5	Wohnhäuser von Dörfern und Stadtrandbereichen, weitere Unterteilung nach Dichte der Bebauung sinnvoll

### 6.3.3 Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie

Die Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) hat gemäß Art. 2 „zum Ziel, zur Sicherung der Artenvielfalt durch Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen [...] beizutragen.“ Dazu wird nach Art. 3 ein „kohärentes europäisches ökologisches Netz besonderer Schutzgebiete mit der Bezeichnung ‚Natura 2000‘ errichtet.“ Dieses muss – neben Vorkommen der Arten von Anh. II – die Lebensraumtypen von Anhang I dieser Richtlinie umfassen. In Tab. 40 werden die Lebensraumtypen (LRT) mit Vorkommen in Niedersachsen hinsichtlich ihrer Typisierung bewertet.

Eine für die Praxis problematische Besonderheit ist, dass die Definitionen der Typen im Interpretation Manual (EUROPEAN COMMISSION, DG ENVIRONMENT 2007) teilweise weit über das hinausgehen, was die Bezeichnung des LRT zum Ausdruck bringt. Dies wird an folgendem Beispiel deutlich (ebd., 113):

“91E0\* Alluvial forests with *Alnus glutinosa* and *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*): [...] Riparian forests of *Fraxinus excelsior* and *Alnus glutinosa*, of temperate and Boreal Europe lowland and hill watercourses (44.3: *Alno-Padion*); riparian woods of *Alnus incanae* of montane and sub-montane rivers of the Alps and the northern Apennines (44.2: *Alnion incanae*); arbore-scent galleries of tall *Salix alba*, *S. fragilis* and *Populus nigra*, along medio-European lowland, hill or sub-montane rivers (44.13: *Salicion albae*).“

Während die Typbezeichnung sehr eindeutig ist (Auwälder mit Schwarz-Erle und Gewöhnlicher Esche), führen die in Klammern angefügten pflanzensoziologischen Verbandsbezeichnungen zu Zweifeln, da auch Gesellschaften der Grauerlen- und der Weiden-Auwälder genannt werden. Die Definition bezieht dann die Auwälder dieser beiden Verbände vollständig mit ein. Es bleibt unklar, warum die Typbezeichnung sehr viel enger formuliert ist, als der Typ definiert wird. Vergleichbare Probleme treten bei weiteren Typen auf. Ein weiterer klassifikatorischer Mangel

ist, dass sich die LRT teilweise inhaltlich überschneiden, worauf in der rechten Spalte von Tab. 40 hingewiesen wird.

Aus Tab. 40 ergibt sich, dass ca. 46 % der LRT zur Kategorie D3 mit mäßigem Differenzierungsgrad gehören und ca. 48 % zu den genauer gefassten Typen (D4, D5), was für eine europaweit gültige Vorgabe erstaunlich ist. Hier haben weiter gefasste Typen (D2, D3) den Vorteil, dass ihnen eine größere Zahl regionaler Ausprägungen zwanglos zugeordnet werden können. Je enger die Typen gefasst sind, umso schwieriger kann die Zuordnung von Beständen werden und umso geringer ist vielfach auch die Kompatibilität mit älteren nationalen oder regionalen Biotoptypenschlüsseln und den auf ihrer Grundlage erhobenen Daten. So wäre eine Gebietsmeldung für einen weit gefassten Typ wie „naturnahe Quellen“ leicht umsetzbar gewesen, während die Auswahl von Kalktuffquellen spezifische Daten erforderte, die z. B. in Niedersachsen nicht vorlagen.

Die Typisierungskategorien sind sehr heterogen (Standorttypen, Biotoptypen, Pflanzengesellschaften u. a.). Häufig sind Biotopbezeichnungen in Verbindung mit Pflanzenarten oder Pflanzengesellschaften. Es gibt Komplextypen (insbesondere die Ästuar- und sehr kleinflächig ausgeprägte Biotopelement-Typen (z. B. Moorschlenken des *Rhynchosporion*). Nur 17 % der Typen sind problemlos anzusprechen (E 5); die meisten erfordern detaillierte Definitionen und führen vielfach zu Kartierungsproblemen. Bei mehr als der Hälfte der LRT gibt es mehr oder weniger deutliche Überschneidungen mit anderen LRT, so dass nach der Typbezeichnung und vielfach auch nach der Definition im Interpretation Manual manche Biotope gleichzeitig zwei LRT zugeordnet werden könnten.

Wegen der engen Fassung vieler Typen mit Bezug auf bestimmte Pflanzengesellschaften und wegen der unvollständigen Auswahl aufgrund nicht transparenter Kriterien sind bei weitem nicht alle naturnahen oder halbnatürlichen Biotoptypen mit Bedeutung für die Biodiversität Europas in Anh. I enthalten. Eine Analyse findet sich bei v. DRACHENFELS (2001):



**Foto 4: Pionierrasen mit Weißem Mauerpfeffer und Hufeisenklee auf Simsens eines Kalkfelsens (Hohenstein/Süntel, Landkreis Hameln-Pyrmont)**

FFH-LRT 6110 „Lückige basiphile oder Kalk-Pionierrasen (*Alyso-Sedion albi*)“. Aufgrund in der Regel sehr geringer Flächengröße nicht als eigenständiger Biotoptyp geeignet.



**Foto 5: Wacholderheide (NSG Lüneburger Heide, Landkreis Soltau-Fallingb.ostel)**

FFH-LRT 5130 „Formationen von *Juniperus communis* auf Kalkheiden und -rasen“ [richtig: auf Heiden und Kalkrasen]; nicht zweckmäßiger Komplextyp, der sich mit anderen Lebensraumtypen überschneidet.



**Foto 6: Schlitzdistel-Pfeifengraswiese mit Arnika (Niederung des Fehntjer Tiefs, Landkreis Leer)**

Pflanzengesellschaft und daher auch der FFH-LRT schwer einzuordnen: Übergangstyp zwischen den FFH-LRT 6230 (Borstgrasrasen) und 6410 (Pfeifengraswiesen). Geeignete Bezeichnung des Biotoptyps: Magerwiese wechsellasser, kalkarmer Standorte.

**Tab. 40: Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie mit Vorkommen in Niedersachsen**  
 Einstufung der Typisierungskategorie (T, s. 6.1.1), des Differenzierungsgrads (D, s. 6.1.2) und der Eignung für die Biotopkartierung (E, s. 6.1.3). \* = prioritärer LRT

Code	Bezeichnung der Lebensraumtypen in Anh. I der FFH-Richtlinie (Fassung vom 27.10.1997)	T	D	E	Kommentar, Hinweis auf Überschneidung mit anderen LRT (Ü)
1110	Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser	A	5	3	Ü: 1130, 1160, 1170 (sublitorale Sandbänke können auch in Ästuaren und Meeresbuchten vorkommen und evtl. Riffe aufweisen)
1130	Ästuaren	K (A)	2	2	Ü: 1110, 1140, 1170, 1310, 1320, 1330, 6430, 6510, 91E0 (die Ästuare sind als Biotopkomplexe definiert, die viele verschiedene Biotope von Sublitoral bis Supralitoral umfassen)
1140	Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt	B	3	5	Ü: 1130 (kommt als Brackwasserwatt auch in Ästuaren vor)
1150*	Lagunen des Küstenraumes (Strandseen)	A (K)	4	4	könnten nach ihrer Definition als Komplexe aufgefasst werden, werden aber in der Umsetzung auf die Wasserkörper inkl. Verlandungsvegetation eingegrenzt
1160	Flache große Meeressarme und -buchten (Flachwasserzonen und Seegraswiesen)	K	4	4	Ü: 1110, 1170 [teilweise wird der LRT weiter ausgelegt und überschneidet sich so auch mit 1140 und 1310-1330]
1170	Riffe	S (T)	3	3	Ü: 1110, 1130, 1160
1310	Pioniervegetation mit <i>Salicornia</i> und anderen einjährigen Arten auf Schlamm und Sand (Quellerwatt)	B (V)	3	4	Ü: 1130, 1330, 1340 (umfasst nach der Definition auch bestimmte Pflanzengesellschaften der Salzwiesen und Vorkommen im Binnenland)
1320	Schlickgrasbestände ( <i>Spartinion maritimae</i> )	P	4	4	Ü: 1130, 1330 (kommt auch in Ästuaren vor und ist nicht klar von Salzwiesen getrennt)
1330	Atlantische Salzwiesen ( <i>Glaucopuccinellietalia maritimae</i> )	gP	3	5	Ü: 1130, 1310, 1320
1340*	Salzwiesen im Binnenland	B (K)	4	4	Ü: 1310; LRT umfasst per Definition vollständige Komplexe von Salzstellen (auch Gewässer)
2110	Primärdünen	B (A)	5	5	Bezeichnung bezieht sich nur auf den Standort, dessen Vegetation aber sehr einheitlich ist (daher B)
2120	Weißdünen mit Strandhafer <i>Ammophila arenaria</i>	B	5	5	prägnanter Biotoptyp
2130*	Festliegende Küstendünen mit krautiger Vegetation (Graudünen)	B	4	5	prägnanter Biotoptyp
2140*	Entkalkte Dünen mit <i>Empetrum nigrum</i>	B	5	5	Bezeichnung ungenau (Küstendünen gemeint), ebenso folgende Typen; Ü: 2190
2150*	Festliegende entkalkte Dünen der atlantischen Zone ( <i>Calluno-Ulicetea</i> )	gA/P	4	4	Standorttyp mit geographischer Angabe, in Klammern eine pflanzensoziologische Klasse
2160	Dünen mit <i>Hippophaë rhamnoides</i>	B	5	5	prägnanter Biotoptyp
2170	Dünen mit <i>Salix repens ssp. argentea</i> ( <i>Salicion arenariae</i> )	B (P)	4	4	Ü: 2190 (ein großer Teil der feuchten Dünentäler ist von Kriechweide bewachsen)
2180	Bewaldete Dünen der atlantischen, kontinentalen und borealen Region	gB (K)	2	4	Ü: 9190 u. a.; LRT umfasst trockene Dünen und feuchte Dünentäler (K)
2190	Feuchte Dünentäler	A (K)	3	4	Ü: 2140, 2170, 4010, 7230 u. a.
2310	Trockene Sandheiden mit <i>Calluna</i> und <i>Genista</i>	B	5	4	2310-2330: Typen nur in Verbindung mit Obergruppe nachvollziehbar (Vorkommen auf entkalkten Binnendünen); Ü: 4030 (nur nach Standort trennbar), 5130
2320	Trockene Sandheiden mit <i>Calluna</i> und <i>Empetrum nigrum</i>	B	5	4	Ü: 4030 (nur nach Standort trennbar, Differenzierung von 2310 ungenau), 5130
2330	Dünen mit offenen Grasflächen mit <i>Corynephorus</i> und <i>Agrostis</i>	B	4	4	
3110	Oligotrophe, sehr schwach mineralische Gewässer der Sandebenen ( <i>Littorelletalia uniflorae</i> )	A/P	4	4	Ü: 3130 (3110 entspricht gleichermaßen einem Subtyp von 3130), 7150, 7210
3130	Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der <i>Littorelletea uniflorae</i> und/oder der <i>Isoëtoneanojuncetea</i>	A/P	3	4	Ü: 3110, 7150, 7210
3140	Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen	B (A/V)	3	3	Ü: 3130 (Nährstoffarme kalkreiche Gewässer können zugleich Vegetationstypen von 3130 und 3140 aufweisen, z. B. der Bodensee, ehemals auch der Dümmer in Niedersachsen), 7210
3150	Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i>	A/P	3	2	Teilweise schwer von 3130 und 3140 zu trennen (Kombination der Vegetationstypen bei mäßig nährstoffreicher Ausprägung)

Code	Bezeichnung der Lebensraumtypen in Anh. I der FFH-Richtlinie (Fassung vom 27.10.1997)	T	D	E	Kommentar, Hinweis auf Überschneidung mit anderen LRT (Ü)
3160	Dystrophe Seen und Teiche	A	3	4	Ü: 7150
3180	Turloughs	A	3	2	Karsttümpel oft schwer von anderen Tümpeln zu unterscheiden, irische Bezeichnung unzweckmäßig
3260	Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des <i>Ranunculion fluitantis</i> und des <i>Callitricho-Batrachion</i>	A/P	3	2	Ü: 3270 (Flüsse können zugleich Wasservegetation und Schlammröhren aufweisen), 7220 (Bäche mit Kalktuffbildungen)
3270	Flüsse mit Schlammröhren mit Vegetation des <i>Chenopodion rubri</i> p.p. und des <i>Bidention</i> p.p.	A/P	3	4	Ü: 3260
4010	Feuchte Heiden des nordatlantischen Raums mit <i>Erica tetralix</i>	gB	3	4	Ü: 2190 (zugehöriger Vegetationstyp tritt auch in Küstendünentälern auf), 7150
4030	Trockene europäische Heiden	gB	3	4	Ü: 2310, 2320, 5130
5130	Formationen von <i>Juniperus communis</i> auf Kalkheiden und -rasen	V/K	3	2	Ü: 2310, 2320, 4030, 6210 (Wacholderbestände sind vielfach Bestandteil dieser LRT); deutsche Bezeichnung Übersetzungsfehler, gemeint sind auch Sandheiden
6110*	Lückige basophile oder Kalk-Pionierrasen ( <i>Alyso-Sedion albi</i> )	P/T	5	1	Ü: 6210, 8220 (Vegetationstyp besiedelt Kalkfelsen und Lücken in Kalktrockenrasen, als Biotoptyp zu kleinflächig)
6120*	Trockene, kalkreiche Sandrasen	B (P)	5	4	Biotoptypbezeichnung, aber als Pflanzengesellschaft ( <i>Koelerion glaucae</i> ) definiert
6130	Schwermetallrasen ( <i>Violetalia calaminariae</i> )	B (P)	4	5	
6210*)	Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien ( <i>Festuco-Brometalia</i> ) *) besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen	B (P)	3	5	Ü: 5130
6230*	Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden	wP (B)	3	4	Pflanzengesellschaft mit Standortangaben. In der Definition werden auch Vorkommen im Tiefland einbezogen.
6240*	Subpannonische Steppen-Trockenrasen	gB (P)	3	4	
6410	Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden ( <i>Molinion caeruleae</i> )	P (B)	3	2	Pflanzengesellschaft mit Standortangaben, Trennung von anderen Grünlandtypen z. T. schwierig.
6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	B/T	3	2	Die meisten Bestände sind für einen Biotoptyp zu kleinflächig. Ü: 1130
6440	Brenndolden-Auenwiesen ( <i>Cnidion dubii</i> )	P (B)	4	2	Pflanzengesellschaft mit Standortangaben, Trennung von anderen Grünlandtypen z. T. schwierig.
6510	Magere Flachland-Mähwiesen ( <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> )	B/N (P)	3	2	angefügte Pflanzenarten und Bezug auf „Flachland“ irreführend (gemeint ist der Verband Arrhenatherion, auch im Hügelland) ; Ü: 1130
6520	Berg-Mähwiesen	B/N	3	4	Nutzungstyp mit ungenauer Standortkennzeichnung, durch Definition aber hinreichend bestimmt
7110*	Lebende Hochmoore	B	3	5	Ü: 7150
7120	Noch renaturierungsfähige degradierte Hochmoore	wB	3	2	Renaturierungsfähigkeit bei Kartierung kaum zu beurteilen; Ü: 7150
7140	Übergangs- und Schwingrasenmoore	B	3	4	Definition hinsichtlich der Vegetation enger gefasst als die Biotoptypbezeichnung; Ü: 7150, 7210
7150	Torfmoor-Schlenken ( <i>Rhynchosporion</i> )	T (P)	5	1	Ü: 4010, 3110, 3130, 3160, 7110, 7120, 7140 (meist sehr kleinflächig ausgebildeter Vegetationstyp, der Element verschiedener Feuchtheide- und Moortypen ist und auch in trockenfallenden Bereichen nährstoffarmer Gewässer auftritt)
7210*	Kalkreiche Sümpfe mit <i>Cladium mariscus</i> und Arten des <i>Caricion davallianae</i>	B (P)	3	2	Ü: 3110, 3130, 3140, 7140, 7230 (LRT per Definition auf <i>Cladium</i> -Bestände aller Standorte ausgeweitet)
7220*	Kalktuffquellen ( <i>Cratoneurion</i> )	A (P)	5	4	Ü: 3260, 7230, 91E0 (kann Teil von Kalk-Quellmooren und Eschen-Quellwäldern sein, Übergänge zu Bachläufen mit Wassermoosen)
7230	Kalkreiche Niedermoore	A (P, K)	4	4	Ü: 2190, 7210, 7220. LRT per Definition auf den Verband <i>Caricion davallianae</i> eingegrenzt, wobei im Komplex weitere Vegetationstypen einbezogen werden können, insbesondere Pfeifengraswiesen (Ü mit 6410)

Forts. Tab. 40

Code	Bezeichnung der Lebensraumtypen in Anh. I der FFH-Richtlinie (Fassung vom 27.10.1997)	T	D	E	Kommentar, Hinweis auf Überschneidung mit anderen LRT (Ü)
8110	Silikatschutthalden der montanen bis nivalen Stufe ( <i>Androsacetalia alpinae</i> und <i>Galeopsietalia ladani</i> )	A (P)	3	4	Ü: 8150 (Typen nicht klar unterschieden)
8150	Kieselhaltige Schutthalden der Berglagen Mitteleuropas	gA	4	4	Ü: 8110
8160*	Kalkhaltige Schutthalden der collinen bis montanen Stufe Mitteleuropas	gA	4	4	
8210	Kalkfelsen mit Felsspaltvegetation	B	4	4	Ü: 6110
8220	Silikatfelsen mit Felsspaltvegetation	B	4	4	Ü: 8230
8230	Silikatfelsen mit Pionierv egetation des <i>Sedo-Scleranthion</i> oder des <i>Sedo albi-Veronicion dillenii</i>	A/P	5	1	Ü: 8220 (Vegetationstypen von 8230 besiedeln Silikatfelsen, als Biotoptyp zu kleinflächig)
8310	Nicht touristisch erschlossene Höhlen	B	3	3	
9110	Hainsimsen-Buchenwald ( <i>Luzulo-Fagetum</i> )	P	4	4	Ü: 9120; per Definition weiter ausgelegt als die Assoziation
9120	Atlantischer, saurer Buchenwald mit Unterholz aus Stechpalme und gelegentlich Eibe ( <i>Quercion robori-petraeae</i> oder <i>Illici-Fagenion</i> )	gB (P)	5	4	Ü: 9110 (keine klare Trennung von Hainsimsen-Buchenwäldern mit Stechpalme)
9130	Waldmeister-Buchenwald ( <i>Asperulo-Fagetum</i> )	P	3	4	per Definition auf den ganzen Verband <i>Fagion</i> ausge dehnt
9150	Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald ( <i>Cephalanthero-Fagion</i> )	gP	5	5	Pflanzengesellschaft mit Biotoptyp kongruent
9160	Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald ( <i>Carpinion betuli</i> )	gP	3	4	Ü: 9170 (Typen nicht klar getrennt) 9160 per Definition auf feuchte Standorte eingegrenzt
9170	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald <i>Galio-Carpinetum</i>	P	4	4	Ü: 9160
9180*	Schlucht- und Hangmischwälder <i>Tilio-Acerion</i>	B (P)	3	4	
9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	B	3	4	Ü: 2180 (auch auf Küstendünen)
91D0*	Moorwälder	B	2	4	in der Definition auf Birken-, Kiefern- und Fichtenwälder nährstoffarmer Moore eingegrenzt
91E0*	Auen-Wälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> ( <i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i> )	B (P)	2	4	Bezeichnung irreführend, da in der Definition auch reine Grauerlen- und Weiden-Auwälder einbezogen werden
91F0	Hartholzauewälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> oder <i>Fraxinus angustifolia</i> ( <i>Ulmenion minoris</i> )	B (P)	4	5	
91T0	Flechten-Kiefernwälder	V	4	4	
9410	Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder ( <i>Vaccinio-Piceetea</i> )	B (P)	3	4	

„Die größte Lücke bei der Repräsentanz der Lebensraumtypen Nordwestdeutschlands ist die vollständige Ausklammerung meso- bis eutropher Niedermoorstandorte – von der Sumpfdotterblumen-Wiese über Großseggen-Riede und Röhrichte bis hin zu Weiden-Gebüsch und Erlen-Bruchwäldern. Besonders unbefriedigend sind auch das Fehlen von Flutrasen, mesophilem Weidegrünland und Sandtrockenrasen außerhalb von Dünen sowie erhebliche Defizite bei den Gewässerbiotopen“.

## 6.4 Klassifikationen von Lebensräumen in Deutschland

### 6.4.1 Habitatkatalog für das Gebiet der DDR

Der Entwurf eines Habitatkatalogs für die DDR (FRIESE et al. 1973) kann als erster umfassender Ansatz für eine Lebensraumklassifikation in Deutschland angesehen werden. Er diente allerdings nicht als Grundlage für Biotopkartierungen, sondern der standardisierten ökologischen Kennzeichnung der Fundorte bzw. Habitate von Tierarten. Der Begriff „Habitat“ wurde dabei „für die Summe aller standörtlichen Charaktere [...] im Sinne einer Wohn-, Fund- oder Sammelplatzbeschreibung (ökologische Anschrift) verwendet“ (ebd.: 42). Die Bezeichnung „Biotop“ wurde nicht gewählt, weil

sie als zu mehrdeutig angesehen wurde und nach Auffassung der Autoren „nur gut definierten Ökosystemen (Biocoenosen) zugeordnet werden sollte“ (ebd.).

Über den genannten Anwendungszweck hinaus ist das Prinzip dieses Schlüssels aber von grundsätzlicher methodischer Bedeutung. Er funktioniert nach dem „Baukastenprinzip“; d. h. ein Habitat setzt sich aus verschiedenen Merkmalen zusammen: geomorphologische, pedo- und hydrologische sowie biologische (v. a. vegetationskundliche und strukturelle). Über die standörtlich und vegetationskundlich definierten Lebensräume hinaus wurden zusätzlich noch „Mikro-Habitate“ verschlüsselt, die als Biotopstrukturen betrachtet werden können (z. B. Totholz, Aas, Blätter).

Das Prinzip soll an Beispielen fiktiver Biotope verdeutlicht werden (ohne Mikrohabitate):

- 1) Schluchtwald an einem steilen Schatthang auf Kalk: T(terrestrisches Habitat) A524 (Geländeform Steilhang, mit Nord-Ost-Exposition, Mittelhang) B81 (Substrat Kalk, Humusform Mull) I9 (Edellaubholzreiche Hang-, Block- und Schluchtwälder).
- 2) Eichen-Hainbuchen-Mischwald auf staufeuchtem, mäßig basenreichem Lehmboden im Tiefland: T(terrestrisches Habitat) A1 (Ebene) B43 (Substrat Lehm, Humusform Moder) K3 (?Eichen-Hainbuchen-Winterlindenwälder, Eichen-Lindenwälder der Trockengebiete)
- 3) Schnellfließender Bachoberlauf im Silikatbergland, Wasservegetation aus Moosen: L (limnisches Habitat) C2 (Bachlauf der Forellenzonen) M9 (Bachvegetation aus Quellmoos-Gesellschaften und Gesellschaften mit flutenden Moosen).
- 4) Bultiger Pfeifengras-Rasen eines entwässerten kalkarmen Niedermooses: T(terrestrisches Habitat) A1(Ebene) B9 (Substrat Torf) Q8 (?Braunseggen-sümpfe und Kleinseggenrieder, bodensaure Flachmoore)

Dem Entwurfscharakter mag geschuldet sein, dass nicht alle wesentlichen Standortmerkmale und Vegetationstypen verschlüsselt sind. So fehlen Angaben zur Wasser- und Nährstoffversorgung terrestrischer Habitate. Beim dritten Beispiel lässt sich die Standorteigenschaft „Silikat“ nicht verschlüsseln. Bei den Beispielen 2 und 4 kann der Vegetationstyp nicht zutreffend eingeordnet werden (daher „?“). Die Vegetations-Merkmale sind zu sehr an bestimmten Pflanzengesellschaften ausgerichtet.

Grundsätzlich ist diese Methode aber gut geeignet, um einen Biotop umfassend zu kennzeichnen (s. Kap. 7: Tab. 58). Das Baukastenprinzip ermöglicht vielfältige Typisierungen auf der Grundlage übersichtlicher Kriterienkataloge, hat aber den Nachteil, dass keine einheitliche Referenzliste von Biotoptypen vorgegeben wird, die für typusbezogene Bewertungen geeignet wäre.

#### 6.4.2 Standard-Biotoptypenliste für Deutschland (Bundesamt für Naturschutz)

Die Standard-Biotoptypenliste für Deutschland (RIECKEN et al. 1993, 2003) wurde insbesondere als Grundlage für die Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (RIECKEN et al. 1994, 2006) entwickelt. Ihr entscheidender Nachteil ist, dass sie erst zu

einem Zeitpunkt erarbeitet und veröffentlicht wurde, als es in den „alten“ Bundesländern bereits seit 10-20 Jahren Biotopkartierungen auf der Grundlage eigener Biotopschlüssel gab und auch in den „neuen“ Bundesländern bereits erste Kartieranleitungen erarbeitet worden waren. Daher bestand auf der Länderebene bisher wenig Bereitschaft, die eigenen Typenlisten an die neue Bundesliste anzupassen. Dies ist auch deswegen schwierig, weil die Typen der Bundesliste in der Standardliste nicht und in der Roten Liste unzureichend definiert sind (z. B. Auflistung pflanzensoziologischer Verbände anstelle von beschreibenden und abgrenzenden Definitionen). Bei den jeweils folgenden Überarbeitungen des niedersächsischen Kartierschlüssels (v. DRACHENFELS 1994, 2004) wurden zwar Anpassungen zur besseren Kompatibilität vorgenommen. Eine vollständige Angleichung erschien jedoch nicht sinnvoll, da darunter die Vergleichbarkeit der niedersächsischen Daten gelitten hätte, aber auch weil manche Typen der Bundesliste für Kartierungen nicht praktikabel sind (s.u.).

Dennoch ist es grundsätzlich anzustreben, dass Bundes- und Länderlisten kompatibel sind. Daher wurde die 2004 vom Verf. erstellte provisorische Referenzliste zwischen Bundesliste (RIECKEN et al. 2003) und dem niedersächsischen Kartierschlüssel überarbeitet (v. a. aufgrund der erneuten Änderungen der Bundesliste in der Roten Liste von RIECKEN et al. 2006, im Folgenden vereinfacht als „BfN-Liste“ bezeichnet) und im Hinblick auf die wesentlichen Unterschiede kommentiert. Außerdem wurden die Typen der untersten Hierarchieebene der Bundesliste nach den in 6.1 aufgeführten Kriterien eingestuft (s. Anhang). Der Vergleich dieser beiden vergleichsweise detaillierten Klassifikationen ist in besonderer Weise geeignet, Alternativen und Probleme der Biotopklassifikation zu verdeutlichen. Da die Bundesliste die maßgebliche Referenz für die Erstellung von Länderschlüsseln ist, werden ihre wichtigsten Vor- und Nachteile ausführlich erörtert, wobei allerdings nicht auf alle Details eingegangen wird (Kommentierung aller Typen im Anh.). Viele der angesprochenen Kritikpunkte betreffen im Grundsatz auch andere Biotoptypen-Listen (einschließlich v. DRACHENFELS 2004). Es geht hier nicht darum, offensichtliche oder vermeintliche Mängel dieser Klassifikation zu kritisieren, sondern darum, an ihrem Beispiel aufzuzeigen, welche Kriterien bei der Klassifikation von Biotoptypen zu beachten sind, um ein Maximum an Eindeutigkeit und Vollständigkeit zu erreichen.<sup>14)</sup>

Ergebnisse dieser Analyse sind:

**Klassifikation insgesamt:** Die Typen der verschiedenen Hierarchien werden in der BfN-Liste durch dezimale Gliederungsziffern gekennzeichnet, die aus bis zu fünf zweistelligen Zahlen bestehen (z. B. 34.06.02.01.01). Dabei werden die übergeordneten Obergruppen nicht einbezogen (es gibt z. B. keine Gliederungsziffern für die Biotoptypen der Meere und Küsten, die Biotoptypen der Binnengewässer oder für Wälder), so dass eine vollständige Hierarchie sogar aus bis zu sechs zweistelligen Zahlen bestehen würde. Im niedersächsischen Schlüssel wurde die Hierarchie dagegen im Hinblick auf ihre Übersichtlichkeit und Praktikabilität auf

<sup>14)</sup> Soweit dabei das Vorkommen oder die Ausprägung von Biotop- oder Vegetationstypen angesprochen wird, beruhen die Angaben auf Geländekenntnissen des Verfassers, sofern keine Quelle zitiert wird. Die Bezeichnungen der Pflanzengesellschaften folgen RENNWALD (2000).

Gliederungsziffern aus maximal drei zweistelligen Zahlen begrenzt, trotz Einbeziehung der Obergruppen (s. 5.7 und 8.1).

**Biotoptypen der Meere und Küsten:** Das Meer kann jenseits der noch begehbaren Wattflächen selbstverständlich nicht Gegenstand der klassischen, im Wesentlichen auf Luftbildauswertung und Geländebegehung beruhenden Biotopkartierung sein, muss aber der Vollständigkeit halber (auch im Hinblick auf die Erstellung von Roten Listen gefährdeter Biotoptypen) in die Klassifikation einbezogen werden. Die BfN-Liste enthält eine Aufteilung des Meeres in Biotope des Pelagials und des Benthals, jeweils getrennt in Nord- und Ostsee. Wie in Kapitel 3 erörtert, ist dies mit dem Konzept abgrenzbarer Biotoptypen nicht vereinbar.

Die Typisierung in Verbindung mit dem Vorkommen an der Nordsee oder Ostsee ist zunächst eine geographische Bezeichnung, beinhaltet aber spezifische Standortunterschiede. Im europäischen Kontext ist dennoch zu prüfen, ob derartige geographische Angaben besser durch ökologische Bezeichnungen zu ersetzen sind (z. B. Brackwassermeer statt Ostsee). So gibt es ja auch innerhalb der Ostsee stärker und nur noch schwach salzbeeinflusste Teilgebiete, deren Biotope evtl. typologisch zu trennen wären. Einige Nordseetypen können möglicherweise mit vergleichbaren Biotopen der westeuropäischen Atlantikküste zu einem Typ zusammengefasst werden.

An verschiedenen Stellen der BfN-Liste ergeben sich logische Lücken in der Klassifikation, die durch eine systematische standortbezogene Vorgehensweise vermeidbar wären. So werden zwar die Brackwasser-Wattflächen aufgeführt, nicht aber das dazu gehörige Sublitoral (dies galt auch für ältere Versionen des niedersächsischen Schlüssels). Nicht konsequent ist außerdem, wenn im Salzwasserbereich Eulitoral (z. B. Quellerwatt) und Supralitoral (Salzwiese) typologisch getrennt werden, im Brackwasserbereich aber Röhrichte des Eulitorals und des Supralitorals zusammengefasst werden.

Weiterhin sind die Typen zu sehr an der lehrbuchmäßigen Idealausprägung ausgerichtet. Schon aufgrund von Analogieschlüssen muss angenommen werden, dass es auf nahezu jedem Standort gestörte, oft eutrophierte Ausprägungen gibt, was z. B. einen entsprechenden Typ für „sonstige“ Dünenvegetation erfordert. Diese und weitere Lücken (z. B. Lagunen der Nordseeküste) können in einer Bundesliste leicht vermieden werden, wenn die Länderschlüssel vollständig berücksichtigt werden.<sup>15)</sup>

Diskussionsbedürftig ist, ob es ausreicht, anthropogene Küstenbiotope allgemeinen Nutzungstypen einer Obergruppe wie „Bauwerke“ zuzuordnen, oder ob diese aufgrund ihrer – durch die Lage am bzw. im Meer bedingte – spezifische Besiedlung als eigene Biotoptypen der Küste zu klassifizieren sind. Dieser Aspekt wird künftig von verstärktem Interesse sein, wenn durch den Bau von Offshore-Windkraftwerken in großem Umfang künstliche Riffe geschaffen werden.

<sup>15)</sup> Es ist zu fordern, dass eine Bundesliste alle Typen vorliegender Länderschlüssel berücksichtigt, möglichst durch 1:1-Entsprechung zweier Typen. Unschädlich ist die Zusammenfassung spezieller Typen (1:n-Beziehung). Zu vermeiden sind n:n-Relationen (mehrfache Überschneidung von Einheiten).

Bei den Typen der Dünen und Dünentäler lassen sich Ungenauigkeiten bei der Bezeichnung von Typen feststellen. Diese sind zwar durch gute Definitionen für die Umsetzung zu bereinigen, sollten aber so weit wie möglich vermieden werden. Beispiele sind die Typen „10.05.03 feuchtes/nasses Dünenal mit Vermoorungen (Dünenmoor)“ und „10.05.05 feuchtes/nasses Dünenal mit Röhricht-, Ried- oder Hochstaudenfragmenten“. Hierbei ergeben sich unter Einbeziehung der Definitionen gleich mehrere Probleme:

- Gerade die Röhrichte der Dünentäler wachsen als ältere Sukzessionsstadien auch auf (an-) moorigen Standorten. Diese beiden Typen derselben Hierarchiestufe werden nach unterschiedlichen Kriterien typisiert: Untertyp 03 ist ein reiner Standorttyp, Untertyp 05 dagegen eine Kombination aus einem weiter gefasstem Standorttyp und einer klar definierten Gruppe von Vegetationstypen. Durch diesen „Äpfel-und-Birnen-Effekt“ passen Biotope des Untertyps 05 auch unter die Bezeichnung von 03.
- Ein Einordnungsproblem ergibt sich bei Vegetationsbeständen des *Caricion davallianae*, die per Definition zu 03 gehören, auf den Ostfriesischen Inseln aber überwiegend auf unvermoorten, kalkreichen Sanden wachsen. Diese könnten bei enger Auslegung der Typbezeichnung somit gar nicht zugeordnet werden. Ähnlich einzuschätzen ist die Konsequenz aus der Formulierung „mit [...]fragmenten“ bei 05. Tatsächlich gibt es in Dünentälern sehr gut ausgeprägte Röhrichte von erheblicher Ausdehnung, die nach der Typbezeichnung zwar zu 03, nach den in den Definitionen genannten Pflanzengesellschaften aber zu 05 gehören, jedoch keine „Fragmente“ sind.
- Diese und andere Beispiele belegen, dass sich Definitionen von Biotoptypen (als eigenständigen Kategorien) nicht auf die unkommentierte Auflistung von Pflanzengesellschaften beschränken dürfen. Dies zeigt sich u. a. auch bei dem Typ „10.05.04 feuchtes/nasses Dünenal mit Salzgrünland“, der lediglich durch die Auflistung der beiden Klassen von Salzwiesen-Gesellschaften *Saginetea maritima* und *Asteretea tripolii* erläutert wird. Da der Standort „feuchtes/nasses Dünenal“ keineswegs eindeutig ist, wenn man die vielfältigen und sehr dynamischen Prozessen unterliegenden Salzwiesen-Dünen-Komplexe z. B. auf den Ostplaten von Borkum oder Spiekeroog betrachtet, benötigen die Kartierer weitere Anhaltspunkte für die Unterscheidung salzbeeinflusster Dünentäler von Salzwiesentypen mit ähnlicher Vegetation.

Der Vergleich im Anh. zeigt, dass bei einigen Typen (vorwiegend des Sublitorals) der BfN-Katalog differenzierter ist, bei anderen (insbesondere des terrestrischen Bereichs) der niedersächsische Schlüssel. Es bedarf also der Analyse, ob unter wissenschaftlichen und kartierungstechnischen Gesichtspunkten jeweils die feinere Auflösung notwendig oder evtl. entbehrlich bzw. nicht praktikabel ist (s. Anh.).

**Grundwasser (21.):** Das Grundwasser ist wie das Pelagial ein Habitat, das als Biotopschicht und nicht als Biotop aufzufassen ist. Es erfüllt eine wesentliche Eigenschaft eines Biotops nicht: Es ist nicht von seiner Umgebung abgrenzbar (s. 3.1.2.5). Sofern das Grundwasser den Biotop beeinflusst, ist es ein Teil von ihm

(im Sinne des landschaftsökologischen Hydrotops). Höhlengewässer werden aus pragmatischen Gründen besser den Höhlen zugeordnet, die ohnehin ein Sonderfall der Biotopklassifikation sind (s. 3.1.2.7).

**Fließgewässer (23.):** Die Klassifikation der Fließgewässer baut auf den Kriterien Naturnähe (erste Stufe), limnologische Typen (zweite Stufe) und Substrat (dritte Stufe) auf:

23.01 natürliche und naturnahe Fließgewässer

23.01.01 natürliches und naturnahes Rhithral

23.01.01.01 natürliches oder naturnahes Rhithral mit Geröll- oder Schotter-Sohlsubstrat

Die Naturnähe ist als übergeordnetes Typisierungskriterium bei Gewässern zweckmäßig, wobei die Kriterien und Bezeichnungen kritisch zu hinterfragen sind (s. Anh.). Limnologische Kriterien sind bei Gewässern grundsätzlich sinnvoller als der Bezug auf Pflanzengesellschaften. Allerdings können sich auch so in der Kartierungspraxis erhebliche Zuordnungs- und Abgrenzungsprobleme ergeben, weil die limnologischen Idealzustände durch anthropogene Einflüsse mehr oder weniger stark überformt sind. Die weitere Unterteilung nach dem vorherrschenden Sohlsubstrat ist bei Bächen und kleinen Flüssen inhaltlich sinnvoll und besser umsetzbar als andere Gliederungskriterien. Bei großen Flüssen kann jedoch nur das Substrat am Ufer durch die Biotopkartierer ohne erheblichen Zusatzaufwand beurteilt werden. Inkonsequent erscheint, dass die Bäche nicht wie die Quellen nach Kalkgehalt untergliedert werden.

Die BfN-Liste verzichtet auf eine Unterscheidung in Bäche und Flüsse. Dazu ist festzustellen:

- Für die Kommunikation von Kartierungsergebnissen über Fachkreise hinaus sind Begriffe wie Rhithral und Potamal schlecht geeignet. Wenn es Alternativen gibt, sollten allgemeinverständliche Begriffe bevorzugt werden.
- Unter Bewertungs- und Nutzungsaspekten ergeben sich erhebliche Unterschiede zwischen schmalen Fließgewässern mit geringer Wasserführung (Bächen) und breiten, wasserreichen Ausprägungen (Flüssen). Flüsse sind mehrheitlich stärkeren Nutzungskonflikten ausgesetzt und weisen daher in vielen Regionen einen höheren Gefährdungsgrad und einen geringeren Anteil naturnaher Abschnitte auf. Dies spricht für eine Unterteilung, wobei eine zusätzliche Untergliederung in Flüsse und Ströme die Unterschiede noch stärker herausarbeitet.

Stark ausgebaute Fließgewässer natürlichen Ursprungs sollten nicht mit anthropogenen Gräben in einem Typ zusammengefasst werden (s. 23.05 in der BfN-Liste), da sie hinsichtlich Entstehung und Entwicklungspotenzial grundlegend anders zu bewerten sind.

Die Aufteilung in Gräben mit ganzjährigem Fließgewässercharakter und in schwach oder nicht fließende Gräben verursacht in der Praxis erhebliche Probleme. Diese Trennung sollte besser auf einer unteren Hierarchieebene vorgenommen werden. Dies betrifft besonders das Tiefland, wo die meisten Gräben nur sehr schwach fließen.

Verrohrte Gewässer sind zwar keine abgrenzbaren Ausschnitte der Erdoberfläche, sollten aber aus pragmatischen Gründen in die Klassifikation und Kartierung einbezogen werden, z. B. um Flächenbilanzen für Bachläufe erstellen können (Länge bzw. Prozentanteil verrohrter Abschnitte als Bewertungskriterium).

Unter dem Typ 23.06 werden geomorphologische Typen von Fließgewässermündungen in stehende Binnengewässer mit fünf Untertypen klassifiziert. Hier ergeben sich Abgrenzungsprobleme zu den jeweiligen Fließ- und Stillgewässertypen. Ein gut ausgebildetes Flussdelta ist zudem ein Biotopkomplex, der u. a. Röhrichte, Weidengebüsche und Kiesbänke umfassen kann. Insbesondere im gefällearmen Tiefland sind Mündungsbereiche kaum abgrenzbar (fließende Übergänge zwischen langsam strömenden Bächen und Flüssen sowie Seen). Ein weiteres Problem sind vielfältige anthropogene Einflüsse, die eine Zuordnung realer Vorkommen zu idealtypischen Mündungsformen vielfach kaum ermöglichen. Dies gilt ebenso für den Typ 23.07.03 „Seeabfluss“.

Der Typ 23.07.04 „Staustrücke“ ist grundsätzlich sinnvoll, bedingt aber v. a. im Tiefland stromaufwärts erhebliche Abgrenzungsprobleme (Beginn der Staustrücke). Außerdem wäre im Hinblick auf die Bewertung eine Trennung natürlicher und anthropogener Stau zweckmäßig. Die Unterscheidung bzw. Abgrenzung vom Typ 24.07.10.01 „Flusstausee“ ist ohne genauere Vorgaben nicht möglich. Im niedersächsischen Schlüssel wird die Staustrücke nur durch ein Zusatzmerkmal (t) gekennzeichnet, das allen Fließgewässertypen zugeordnet werden kann. So besteht ein Bezug zum jeweiligen naturnahen oder ausgebauten Bach- oder Flusstyp, während „Staustrücke“ nur ein sehr allgemein gefasster Strukturtyp ist.

Periodisch oder episodisch trockenfallende Teile von Fließ- und Stillgewässern (23.08 „zeitweilig trockenfallende Lebensräume unterhalb des Mittelwasserbereichs an fließenden Gewässern“) sind unselbstständige Biotopelemente. Bei kleinen Gewässern sind sie schon aus Maßstabsgründen als Erfassungseinheit ungeeignet. Relevant erscheinen nur größere Wasserwechselzonen an Flüssen und Strömen, die – sofern bei Niedrigwasser kartiert wird, bzw. wenn Luftbilder aus Niedrigwasser-Perioden vorliegen – gut abgrenzbar sind (vgl. FFH-LRT 3270, 6.3.3). Hier ist zu überlegen, ob nicht ein Zusatzmerkmal zweckmäßiger ist, das hinreichend großen trockenfallenden Teilen aller Gewässertypen zugeordnet werden kann, um deutlich zu machen, dass diese Bereiche keine eigenständigen Biotoptypen, sondern eher Teilflächen mit einem spezifischen Biotopelement darstellen.

Temporäre Fließgewässer (23.09) müssten nach demselben Prinzip keine eigenen Typen darstellen, sondern können (wie im niedersächsischen Schlüssel) ganzflächig das Zusatzmerkmal für „trockenfallend“ erhalten. Zumindest bei selten oder kurzzeitig trockenfallenden Fließgewässern ist eine Zuordnung zum jeweils nach der Struktur passenden Bach- oder Flusstyp sinnvoller, als zu einem allgemein gefassten Typ „sonstiges natürliches oder naturnahes temporäres Fließgewässer“ (23.09.02). Gerinne, die nur episodisch (nach der Schneeschmelze oder nach Starkregen) Wasser führen, weichen in ihrer Biotopqualität allerdings so stark ab, dass sie einen eigenen Typ bilden sollten. In der Praxis wird man sie allerdings wegen ihrer meist geringen Größe sowie vergleichsweise geringen Eigenständigkeit und Bedeutung meist nicht gesondert erfassen (insbesondere die zahllosen temporären Bachoberläufe an bewaldeten Hängen des Berglands).





**Foto 7: Aufgelassener Diabassteinbruch mit sich naturnah entwickelnden Gesteinswänden und Schutthalden (bei Wolfshagen im Harz, Landkreis Goslar)**

BfN (2006): Zusammenfassung mit natürlichen Felsbiotopen: 32.01.02.02 „natürlicher und naturnah entwickelter basenreicher Silikatfels“ und 32.04.02.02 „natürliche und naturnah entwickelte Schutthalde aus basenreichem Silikatgestein“. Für Bewertungsfragen ist eine gesonderte Klassifizierung sekundärer Gesteinsbiotope zweckmäßiger.



**Foto 8: Eichen-Niederwald auf trockenem Silikatstandort (Untermosel, Landkreis Mayen-Koblenz)**

In der BfN-Liste (2006) doppelt klassifiziert: als Nutzungstyp 42.05 „Niederwald“ und als Biotoptyp 43.08.05.01 „Eichen-Trockenwald basenarmer Standorte“.



**Foto 9: Relikt eines Winterlinden-Stieleichen-Mittelwaldes auf wechselfeuchtem, bodensaurem Standort des Hügellands (Hildesheimer Wald, Landkreis Hildesheim)**

Dieser schutzwürdige und durch Nutzungsänderung stark gefährdete Bestand kann in der BfN-Liste (2006) aufgrund enger Fassung der Waldbiotoptypen nur dem (nicht gefährdeten) Biotoptyp 43.09.01 „Laub(misch)holzforst feuchter Standorte mit einheimischen Baumarten“ zugeordnet werden.

**Stillgewässer (24.):** Die Klassifikation beruht auf folgenden Kriterien (in der Reihenfolge der Hierarchiestufen): Trophie, ggf. Kalkgehalt, Entstehung bzw. Größe. Die differenzierte Gliederung in fünf Trophiestufen (dys-, oligo-, meso-, eu- und poly-hypertroph) auf der ersten Gliederungsebene der Stillgewässer führt in der Praxis zu Problemen, da es viele Übergangsformen gibt, die nicht eindeutig zuzuordnen sind. Es gibt kaum eindeutige Indikatoren zur Unterscheidung zwischen z. B. mesotroph und eutroph. Anhand von Zeigerarten leichter umsetzbar ist dagegen eine Zweiteilung in nährstoffarm und nährstoffreich wie im niedersächsischen Schlüssel.

In der BfN-Liste sind die poly-hypertrophen Gewässer (24.05) nur in Tümpel und ausdauernde Gewässer gegliedert. Fast alle großen (Flach-)Seen Niedersachsens werden nach Kriterien der Gewässergüte als polytroph eingestuft (z. B. Dümmer, Steinhuder Meer), haben aber durchaus eine differenzierte Vegetation und eine große Bedeutung für den Naturschutz. Daher sollten polytrophe Gewässer unter Bewertungs- und Entwicklungsaspekten ebenfalls nach ihrer Entstehung und Tiefe gegliedert werden.

Bei den naturnah ausgeprägten Stillgewässern ist deren Entstehung nur teilweise ein Typisierungskriterium. Von den anthropogenen Ausprägungen werden nur sich selbst überlassene Abbaugewässer als eigene Untertypen gefasst (z. B. 24.01.02). Alle sonstigen anthropogenen Entstehungsformen (z. B. Stauteiche, Biotoplanlagen<sup>16)</sup>) werden mit Gewässern natürlichen Ursprungs zusammengefasst. Dies erscheint unter Bewertungsaspekten nicht zweckmäßig. Gewässer natürlichen Ursprungs sollten von anthropogenen Stauteichen oder sonstigen künstlich angelegten Gewässern zumindest auf der Ebene der Untertypen unterscheidbar sein. Insbesondere sollten Stauteiche eigene Typen bilden, da sie mit traditionell genutzten Fischteichen Kulturbiotope umfassen, für die spezifische Erhaltungsziele und Maßnahmen erforderlich sind. Bei den oligotrophen Weihern (24.02.02) ergibt sich evtl. eine Lücke, da diese als „natürliche Stehgewässer“ definiert werden. Naturnahe Sekundärgewässer, die z. B. als Biotope angelegt wurden und nicht durch Bodenabbau geschaffen wurden, können bei enger Auslegung nicht zugeordnet werden. Allerdings werden auch die oligotrophen Seen als „natürlich“ bezeichnet, in der Definition in diesem Fall aber Sekundärgewässer einbezogen.

Unklar ist z. B. bei den oligotrophen Gewässern die Zuordnung alter, naturnah entwickelter Baggerseen. Es werden keine klaren Kriterien vorgegeben, wann sie als „Abbaugewässer“ und wann als „Seen“ eingeordnet werden sollen.

Ungeeignet ist die Bezeichnung des Typs 24.07 „stehende Gewässer anthropogenen Ursprungs“. Gemeint sind Stillgewässer mit naturferner Ausprägung. Stillgewässer anthropogenen Ursprungs können aber auch naturnah entwickelt sein.

Unklar ist die Klassifikation der gipsreichen Gewässer. Diese bilden nur bei den oligotrophen und bei

den mesotrophen Tümpeln eigene Untertypen, nicht aber bei den eutrophen, obwohl die meisten Tümpel aufgrund ihrer geringen Tiefe eher eutroph sind (sofern sich das bei Tümpeln überhaupt beurteilen lässt, s.u.). Die perennierenden gipshaltigen Gewässer werden dagegen den salzhaltigen Binnengewässern zugeordnet, obwohl ihre Vegetation sich kaum von „normalen“ Stillgewässern mit Süßwasser unterscheidet. Der Gipsgehalt kann bei älteren Gewässern ohne Messungen nicht beurteilt werden, da meist nicht erkennbar ist, ob oder wie stark ein Gewässer vom Gipsgestein im tieferen Untergrund beeinflusst ist.

Auch die Behandlung temporärer Karstgewässer ist so nicht praktikabel. Sie werden mit entsprechender Typbezeichnung nur bei den oligotrophen und den mesotrophen kalkreichen Tümpeln aufgeführt. Daneben werden bei den oligotrophen und den mesotrophen Tümpeln noch gipsreiche Ausprägungen aufgeführt, die nicht als Karsttümpel bezeichnet werden, dies aber nach der Definition sind. Dabei ist zu bedenken: Karsttümpel können auch eutroph (in Niedersachsen vorherrschend) oder (anthropogen) polytroph sein. Ob sie kalkreiches oder gipsreiches Wasser haben, kann der Kartierer allenfalls vermuten. Im überdeckten Karst ist das Gips- oder Kalkgestein von anderen Gesteinen (z. B. Sandstein) bzw. Sedimenten überlagert. Viele Karstgebiete weisen im Untergrund sowohl Kalk- als auch Gipshorizonte auf (z. B. im Muschelkalk). Und gipsreiche Tümpel gibt es häufiger (und eindeutiger ausgeprägt) in Gipssteinbrüchen als in Erdfällen.

Abgesehen von dieser Problematik ist die starke Differenzierung von Tümpeln nach Trophie (z. B. 24.03.05.03 „gipsreicher, mesotropher Tümpel“) grundsätzlich zu hinterfragen. Tümpel fallen (im Unterschied zu gelegentlich austrocknenden Weihern mit Wasserpflanzen) regelmäßig für mehrere Monate trocken bzw. führen nur episodisch Wasser. Sie weisen daher i. d. R. eine semiterrestrische Vegetation auf (Flutrasen, Seggenriede, Weidenbüsche u. a.), die anderen Biotoptypen zuzuordnen sind. Es ist daher zu diskutieren, ob Tümpel überhaupt eigene Biotoptypen sind oder lediglich aquatische Phasen semiterrestrischer Sumpf- und Moorbiotope. Da in der Vegetationsperiode i. d. R. die Trockenphase vorherrscht, sollte die Typisierung vorrangig an diesem Zustand ausgerichtet werden. Das zeitweilige Auftreten von Tümpeln kann durch ein zusätzliches Attribut gekennzeichnet werden. Üblicherweise werden temporäre Wasserflächen in Feuchtbiotopen wie Seggenrieden oder Bruchwäldern als Teil dieser Biotoptypen aufgefasst, während sie in einer Sandgrube oder in einem Eichen-Hainbuchenwald eher als eigenständige Biotope abgrenzbar sind. Eine Zuordnung von Trophiestufen ist oft nicht möglich, oder sie können nur indirekt aus der Ausprägung der Umgebung abgeleitet werden (z. B. Heidetümpel = oligotroph, Wiesentümpel = eutroph) – allerdings eher in zwei (nährstoffarm/nährstoffreich) als in neun Kategorien (von dys- bis polytroph, teilweise noch differenziert in kalkreich/kalkarm/gipsreich).

Zu diskutieren ist, ob es ausreicht, Stillgewässerbiotope anhand ihrer Tiefe und Trophie (sowie z. T. außerdem der Entstehungsweise) zu typisieren (dann sind es Standorttypen), oder ob dabei auch die Vegetationsstruktur zu berücksichtigen ist (etwa: „Eutrophes Altwasser mit wurzelnder Schwimmblatt-

<sup>16)</sup> Die Formulierung „Biotoplanlage“ bedeutet, dass ein Gewässer oder ein sonstiger Biotop gezielt im Hinblick auf eine besondere Biotopfunktion angelegt wird. Terminologisch ist dies unpräzise formuliert, da es sich – wertfrei betrachtet – lediglich um die anthropogene Umwandlung einer Teilfläche eines bestehenden in einen anderen Biotoptyp handelt (der dem Anspruch nach für den Naturschutz bedeutsamer ist).

Vegetation“). Bei größeren Stillgewässern kommt zudem eine Unterteilung ihrer Fläche nach Vegetationszonen in Betracht (z. B. Tauchblattzone, Röhrichtzone), ohne dass diese eigenständige Biotoptypen sind. Ein solches Vorgehen ist beispielsweise bei Seen mit Freizeitnutzung zweckmäßig, um empfindliche Verlandungszonen abgrenzen zu können, die von Wassersport freizuhalten sind. Die Klassifikation sollte daher – anders als die BfN-Liste – entsprechende Einheiten bzw. Zusatzmerkmale vorsehen.

Nicht oder schwach fließende Gräben und Kanäle werden als Untertypen anthropogener (naturferner) Stillgewässer eingeordnet. Ihre Untergliederung beschränkt sich auf nicht mehr genutzt / in Betrieb (Kanäle) bzw. nicht / extensiv / intensiv unterhalten (Gräben). Dies wird der großen Vielfalt an Ausprägungen unterschiedlicher Trophie und Vegetationsstruktur sowie der hochwertigen Habitatfunktion bestimmter Ausprägungen nicht gerecht. Weiterhin ist zu überlegen, ob eine Einordnung als gesonderte Typen bei den Fließgewässern – zusammen mit den deutlich fließenden Gräben – nicht zutreffender ist (aufgrund ihrer linearen Struktur und zumindest sehr schwachen Strömung).

Trockenfallende Teile von Stillgewässern (24.08) sind – wie bei den Fließgewässern – keine eigenständigen Biotoptypen und nur in Trockenzeiten bzw. nach dem Ablassen von Staugewässern zu erfassen. Gleichwohl sind derartige Wasserstandsschwankungen ein relevantes Merkmal für die Klassifikation. Trockenfallende Gewässerteile weisen wie die Gewässer selbst erhebliche Trophieunterschiede und dementsprechend unterschiedliche Vegetationstypen auf, die für die Klassifikation insgesamt wichtiger erscheinen, als die in der BfN-Liste verwendeten Sedimenttypen, die oft kleinflächig nebeneinander auftreten.

**Gesteins- und Offenbodenbiotope (31./ 32.):** Bei den Felsbiotopen und Halden werden natürlich entstandene und naturnah entwickelte Sekundärvorkommen (v. a. in ehemaligen Steinbrüchen) jeweils zusammengefasst. Dies ist nicht zweckmäßig, weil natürliche Ausprägungen hinsichtlich Naturnähe, Eigenart und meist auch Artenvielfalt deutlich höher zu bewerten sind.

Auch bei Wänden aus Lockergestein ist eine Unterscheidung nach natürlicher oder anthropogener Entstehung denkbar, wegen ihrer geringen Lebensdauer und deswegen vermutlich weitgehend gleichwertigen Habitatfunktion aber weniger wichtig.

Solitäre Felsblöcke und Findlinge sind keine Biototypen. Da es aber aus landschaftsplanerischen Gründen oder aufgrund ihrer Habitatfunktion sinnvoll sein kann, ihre Vorkommen zu erfassen, ist es pragmatisch, sie (ebenso wie z. B. Einzelbäume) in der Klassifikation zu berücksichtigen. Bei Steinriegeln, Lesesteinhaufen u. dgl. ist allerdings zu bedenken, dass diese vielfach einen Bewuchs aufweisen, der wiederum einem anderen Biotoptyp zuzuordnen ist. Steinriegel sind daher i. d. R. nur ein Habitatelement bzw. ein Standorttyp (z. B. Gebüsch oder Ruderaflur auf Steinriegel).

Auch bei Mauern, Lösswänden etc. handelt es sich eher um Strukturtypen und Biotopelemente als um Biotoptypen. Sie können aber auch als sehr kleinflächige Standort- und Biotoptypen aufgefasst werden. Aufgrund ihrer spezifischen Habitatfunktion und (bei entsprechender Größe) auch erheblichen Bedeutung

für sonstige landschaftsplanerische Fragestellungen (z. B. Elemente historischer Kulturlandschaften) ist ihre gesonderte Typisierung und Erfassung notwendig.

Die Mauern werden in der BfN-Liste auf zwei verschiedene Obergruppen aufgeteilt. Natursteinmauern gehören zu den Gesteinsbiotopen der Obergruppe 32, sonstige Mauern zu den Bauwerken der Obergruppe 53. Da sich die Habitatfunktion einer alten Ziegelmauer nur wenig von der einer Natursteinmauer unterscheidet, sollten Mauern insgesamt zur einen oder anderen Obergruppe gestellt werden.

Für alle Gesteins- und Offenbodenbiotope gilt, dass die Klassifikation keine Differenzierung nach Feuchtigkeit bzw. Mikroklima vorsieht. Die Habitatfunktion trocken-warmer (besonderer) Ausprägungen unterscheidet sich aber erheblich gegenüber feucht-kühlen (absonnigen bzw. beschatteten) Ausprägungen.

Die Typen 32.08 bis 32.10 umfassen Offenbodenflächen aller Entstehungs- und Nutzungsformen. Die gesonderte Typisierung natürlicher Entstehungsformen ist für Bewertungsfragen sinnvoll (z. B. Kiesflächen an Flüssen, Sandflächen von Binnendünen). Bei den Kies-, Sand- und Feinsedimentablagerungen an Ufern ist zu hinterfragen, ob eine gesonderte Typisierung von Flächen unterhalb (zu den Gewässerbiotopen der Obergruppen 23 und 24) und oberhalb der Mittelwasserlinie (zu Untergruppe 32) notwendig ist, da beide ineinander übergehen.

Die Abbaufächen der Untergruppe 32.11 werden teils in Halden und Wände gegliedert, teils als nutzungsbezogene Biotopkomplexe gefasst (z. B. 32.11.06 „Sand- oder Kiesentnahmestelle im Abbau“). Aufgrund der ständigen Veränderungen und der engen Verzahnung von Abbauwänden, Halden und sonstigen Offenbodenflächen ist bei in Abbau befindlichen Abbaufächen eine Typisierung als Komplex verschiedener Gesteins- und Offenbodenhabitats zweckmäßig. Allerdings muss darauf geachtet werden, dass es auch in noch betriebenen Abbaufächen ungenutzte Teilflächen mit unterschiedlichsten Biotoptypen geben kann, die gesondert zu erfassen sind (z. B. Gewässer, Gebüsche). Aus diesem Grund ist auch die Aufteilung in z. B. Sandwände (32.06), Sandflächen (32.09) und Sandentnahmestellen im Abbau (zu 32.11.06) nur bedingt zweckmäßig, da letztere auch die erstgenannten Typen beinhalten können. Daher ist eine Trennung zwischen standortbezogenen (z. B. 32.09 „vegetationsarme Sandfläche“) und nutzungsbezogenen Typen (z. B. 32.11.06 „Sand- und Kiesentnahme in Abbau“) fragwürdig.

Wie die Tabelle im Anh. zeigt, weist die Klassifikation der anthropogenen Gesteins- und Offenbodenbiotope Lücken auf. So können z. B. nicht naturnah entwickelte Felsanschnitte an Verkehrswegen nicht eindeutig zugeordnet werden, da es sich nicht um Abbaubereiche handelt (denen man sie aber per Definition anschließen könnte). Auch Biotope von Gipssteinbrüchen (weder Karbonat- noch Silikatgestein) oder Salzhalden fehlen.

**Ackerbiotope (33.):** Die Äcker werden zunächst nach Standorten und auf der Untertypenebene nach der Ausprägung der Segetalvegetation gegliedert, wobei Brachäcker jeweils einen eigenen Untertyp bilden. Problematisch ist dabei die Trennung der jeweils ersten beiden Untertypen mit „vollständiger“ und „artenreicher“ Segetalvegetation. Die Vollständigkeit von

Arteninventaren ist im Rahmen von Biotopkartierungen kein operables Kriterium und auch sonst fragwürdig, da kaum ein Acker (oder sonstiger Biotop) alle im jeweiligen Bezugsraum aktuell oder gar historisch vorhandenen Arten aufweist.

Einer genaueren Definition bedarf auch die Bezeichnung „Ackerbrache“, die zunächst ein reiner Nutzungstyp ist, der nichts über die konkrete Ausprägung aussagt. Nach den in den Definitionen aufgeführten Pflanzengesellschaften sind offenbar nur junge (einjährige) Brachen gemeint, da ältere Brachen i. d. R. keine Segetalvegetation aufweisen, sondern entweder Ruderalvegetation oder (bei regelmäßiger Mahd) mehr oder weniger artenarme Grasfluren. Hier ist zu entscheiden, ob die (ehemalige) Nutzungsform oder die aktuelle Vegetation Gegenstand der Typisierung sein soll.

**Trockenrasen, Grünland trockener bis frischer Standorte (34.):** Bei den Halbtrockenrasen und den Grünlandtypen werden jeweils gemähte, beweidete (inkl. Mähweide) und brachgefallene bzw. ungenutzte Subtypen unterschieden. Da keine weiteren Erläuterungen gegeben werden, ist anzunehmen, dass hier primär die Nutzung und nicht (bzw. nur indirekt) eine bestimmte Artenzusammensetzung Kriterium der Untergliederung ist.

Bei den Sandtrockenrasen (34.04) ist zu klären, ob primär der Standort (Sandboden) oder bestimmte Pflanzengesellschaften gemeint sind. Denn auf basenreichen Sanden treten in subkontinental beeinflussten Regionen Gesellschaften der Steppenrasen (*Festucetalia vallesiacae*) auf, die nach den in den Definitionen der BfN-Liste angegebenen Pflanzengesellschaften bei den subkontinentalen Trocken- und Halbtrockenrasen (34.01, 34.02) eingeordnet werden.

Der Typ „34.04.02 Silbergrasrasen“ kann sowohl als Pflanzengesellschaft als auch als Biotoptyp (Sandtrockenrasen mit Dominanz von Silbergras) aufgefasst werden. Da Sandseggenrasen in der Definition einbezogen werden, trifft wohl die erste Alternative zu (im Sinne des Verbandes *Corynephorion canescentis*, zu dem nach RENNWALD [2000] auch die Sandseggen-Rasen gestellt werden). Als Bezeichnung für einen Biotoptyp ist dieser Name daher weniger geeignet, zumal es auch Silbergrasrasen auf Küstendünen gibt, die zu den Biotoptypen der Graudünen gehören.

Eines Kommentars bedarf auch der Typ „34.04.03 ausdauernde Sandtrockenrasen mit geschlossener Narbe“. Konsequenterweise ist, dass hier ein Biotoptyp durch eine bestimmte Vegetationsstruktur und nicht durch eine Pflanzengesellschaft gekennzeichnet wird. Allerdings ergeben sich in der Praxis Zuordnungsprobleme, wenn die in der Definition aufgeführten Pflanzengesellschaften nutzungsbedingt (z. B. bei Beweidung) eine lückige Narbe aufweisen (was im Hinblick auf die Artenvielfalt erstrebenswert ist). Zweckdienlich wäre eine Untergliederung in basenarme und basenreiche Ausprägungen.

Bei den Schwermetallrasen (34.05) ist die Zweiteilung in „natürliche und halbnatürliche“ Ausprägungen sowie in Vorkommen „junger Abraumhalden des Bergbaus“ (die in der Definition als artenärmer bezeichnet werden) aus folgenden Gründen nicht zweckmäßig:

- Auch bei Vorkommen auf alten Halden ist eine Einstufung als „halbnatürlich“ aufgrund des anthropogenen Standorts durchaus diskussionsbedürftig.
- Wirklich „junge“ Abraumhalden gibt es in Deutschland kaum noch, da der Erzbergbau überwiegend schon vor Jahrzehnten eingestellt wurde. Die Artenvielfalt ist bundesweit betrachtet wesentlich auch von pflanzengeographischen Kriterien abhängig. So kommen auf einigen alten Abraumhalden im Mittelrheingebiet, die dem Verf. bekannt sind, keine typischen Schwermetallrasen vor, wohl weil deren Kennarten diese isolierten Standorte nie erreicht haben (vgl. die Verbreitungskarten dieser Arten bei HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988).

Abgesehen davon ist unklar, ob „Abraumhalden“ auch Schlacken- oder Pochsandhalden beinhalten sollen, die aufgrund ihres höheren Schwermetallgehalts gegenüber Bergehalden oft besonders gut ausgeprägte Schwermetallrasen aufweisen. Die weiter gefasste Bezeichnung „Halden“ würde diese Frage vermeiden.

Bei einem Biotoptyp „Schwermetallrasen“ ist in der Definition vorzugeben, ob diese nur bei Vorkommen bestimmter kennzeichnender Pflanzen zum Typ gehören, oder ob auch Rasen aus unspezifischen Arten (*Festuca ovina* agg., *Rumex acetosella*, *Hieracium pilosella* etc.) auf eindeutigen Standorten (z. B. die besagten Halden im Mittelrheingebiet) einzubeziehen sind (was bei einem vorrangig standortbezogenen Biotoptypenkonzept konsequent wäre).

Borstgrasrasen (34.06) sind Pflanzengesellschaften. Wenn diese Bezeichnung für einen Biotoptyp verwendet wird, ergeben sich in der Praxis erfahrungsgemäß Zuordnungsprobleme, so dass einzelne Kartierere Rasen ohne *Nardus*, die aber dennoch den Borstgrasrasen im pflanzensoziologischen Sinn (*Nardetalia*) zuzuordnen sind, aufgrund des Fehlens der namengebenden Art einem anderen Biotoptyp zuordnen. Eine passende Biotoptypbezeichnung wäre „Bodensaurer Magerrasen mäßig trockener bis feuchter Standorte“, die allerdings den Nachteil hat, erheblich länger zu sein.

Ein Problem der BfN-Liste ist, dass die Typen der Trocken- bzw. Magerrasen i. w. S. zu sehr an idealtypischen Pflanzengesellschaften orientiert sind. In der Praxis gibt es nicht selten kennartenarme Magerrasen, die zwar aufgrund von Magerkeitszeigern als Magerrasen angesprochen, aber keinem speziellen Typ zugeordnet werden können. Dafür sollte ein Typ wie z. B. „Sonstiger Magerrasen kalkarmer Standorte“ vorgesehen werden.

Der Vergleich der Grünlandtypen frischer Standorte tieferer Lagen zeigt, dass diese in der BfN-Liste nur nach ihrer Nutzung, im niedersächsischen Schlüssel aber vorrangig nach Standortunterschieden untergliedert werden. Die geringe Differenzierung in der BfN-Liste könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Standortunterschiede bei den zugehörigen Pflanzengesellschaften erst auf der Ebene der Subassoziationen zum Ausdruck kommen und daher aufgrund der Orientierung der Klassifikation an Verbänden und Assoziationen als nachrangig betrachtet wurden. In der Kartierungspraxis sind diese Standortunterschiede im Extensivgrünland anhand von ökologischen Artengruppen gut erkennbar, während die Unterscheidung von Mähwiesen (*Arrhenatherion*) und Weiden (*Cynosurion*) aufgrund von Mischnutzungen vielfach schwierig ist.

Bei genauerer Betrachtung sind die Standorte der verschiedenen Subassoziationen dieser beiden Verbände nicht nur als „frisch“ zu bezeichnen. Die Standorte des mittleren (mesophilen) Grünlands reichen von mäßig trocken (durch mäßige Düngung z. B. aus Halbtrockenrasen hervorgegangen) bis mäßig feucht (oft durch Entwässerung aus Feuchtgrünland entstanden). Entsprechend groß ist das Spektrum der zugehörigen Bodentypen.

Für die Grünlandbrachen gilt im Prinzip dasselbe wie für die bereits angesprochenen Ackerbrachen. Auch hier muss geklärt werden, welche Brachestadien noch zum Typ gehören. Erschwerend kommt hinzu, dass sich Grünlandbrachen in den ersten Jahren nicht immer deutlich von genutztem Grünland unterscheiden und die Kartierer daher bei einer einmaligen Begehung oft nicht beurteilen können, ob die Nutzung aufgegeben ist. Es ist also zu erwägen, dass Grünlandbrachen erst dann ein eigener Biotoptyp sind, wenn sich die Vegetation deutlich verändert hat. Bei Nasswiesen haben sich dann meist Seggenriede oder Staudenfluren entwickelt, bei Grünland mittlerer und trockener Standorte vielfach halbruderale Gras- und Staudenfluren – also Biotoptypen, die nicht mehr als Wiesen oder Weiden anzusprechen sind.

Ein weiteres Problem sind die wertenden Bezeichnungen „artenreiches Grünland“ und artenarmes Intensivgrünland“. Dies impliziert, dass Extensivgrünland immer artenreich ist. Tatsächlich gibt es aber – v. a. auf basenarmen Standorten – auch sehr artenarmes Extensivgrünland, das sich vom Intensivgrünland meist durch die dominanten Arten (z. B. *Holcus lanatus* statt *Lolium perenne*), nicht aber durch die Artenzahl unterscheidet. Im niedersächsischen Kartierschlüssel wurde die Bezeichnung des entsprechenden Typs daher in „Artenarmes Grünland“ geändert (vgl. v. DRACHENFELS 2004 gegenüber früheren Auflagen). Die in der BfN-Liste vorgenommene Unterscheidung nach Höhenstufen kann beim artenarmen Intensivgrünland meist nur nach der Meereshöhe erfolgen und ist im Hinblick auf die aktuelle Biozönose entbehrlich, da entsprechende Kennarten nutzungsbedingt weitgehend ausfallen.

**Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte (ohne Röhrichte und Großseggenrieder) (35.):** Diese Obergruppe umfasst Kleinseggenriede mehr oder weniger nährstoffarmer Niedermoore, Feuchtgrünland im weiteren Sinne und „Salzgrünland“ des Binnenlands.

Ausgehend von den Standorten ist es bei einer Biotoptypklassifikation zweckmäßiger, alle Vegetationstypen waldfreier Niedermoore und Sümpfe, die keiner oder nur einer sehr extensiven landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen, in einer Gruppe zusammenzufassen, also Klein- und Großseggenriede sowie Binsen-, Stauden- und Röhrichtbestände dieser Standorte. Diese bilden in Niedermooren und Sümpfen oft kleinteilige Mosaik, die im Rahmen einer Biotopkartierung kaum auskartiert werden können. Da es auch von den meisten Großseggenrieden nährstoffärmere Varianten gibt, die sich nur durch die Dominanz einzelner Großseggenarten von Kleinseggenrieden unterscheiden (und oft durch Sukzession aus ihnen entstanden sind), erscheint deren Aufteilung auf zwei Obergruppen der BfN-Liste gemäß den pflanzensoziologischen Klassen (*Scheuchzerio-Caricetea fuscae*, *Phragmito-Magnocaricetea*)

v. a. bei den mesotraphenten Ausprägungen nicht zweckmäßig.

Auf der anderen Seite steht das Feuchtgrünland dem Grünland frischer Standorte näher als manchen naturnahen Kleinseggenrieden, was für eine weiter gefasste Grünland-Obergruppe spricht. Dies korreliert mit dem Nutzungstyp und in diesem Fall auch mit der pflanzensoziologischen Klasse (*Molinio-Arrhenatheretea*).

Der Typ 35.01.01 „oligo- bis mesotrophe, kalkarme Niedermoore“ ist nach seiner Bezeichnung ein reiner Standorttyp. Durch die Bezeichnung der übergeordneten Kategorie als „waldfreie [...] Niedermoore und Sümpfe“ wird deutlich, dass Wälder ausgenommen sind (nicht aber Gebüsche oder Großseggenriede). Die Definition engt die Einheit aber auf bestimmte Pflanzengesellschaften (*Caricion nigrae*) ein; inhaltlich ist sie somit eher ein Vegetations- als ein Biotoptyp.

Hier wird ein weiteres Problem besonders deutlich, das auch andere Gruppen betrifft: die Differenzierung von Biotoptypen nach Höhenstufen. Es stellt sich (ähnlich wie bei anderen Kriterien) die Frage, ob die Trennung nach Schwellenwerten der Höhenstufe (z. B. ab 400 m ü. NN) oder nach bestimmten Pflanzengesellschaften bzw. ökologischen Artengruppen erfolgen soll. In der BfN-Liste werden bei den montanen bis submontanen Untertypen Pflanzengesellschaften genannt, die weitgehend auf Alpen, Alpenvorland und die höchsten süddeutschen Mittelgebirge beschränkt sind (z. B. *Eriophoretum scheuchzeri*, *Primulo-Schoenetum ferruginei*). In den Hochlagen des Harzes kommen dagegen nur Kleinseggenriede vor, die sich nicht eindeutig von denen tieferer Lagen unterscheiden.

Für die Pfeifengraswiesen (35.02.01) gilt sinngemäß dasselbe wie für Borstgrasrasen (s.o. und 3.4.5). Eine Bezeichnung wie „Magerwiese (wechsel-) feuchter bis nasser Standorte“ ist für einen Biotoptyp zweckmäßiger. Nicht sinnvoll ist die Dreigliederung der Pfeifengraswiesen in kalkarme, kalkreiche und brachgefallene Ausprägungen. Abgesehen von der angesprochenen generellen Problematik von Brachen als Typbezeichnung ist bei Brachestadien der Standort ebenso relevant wie bei den genutzten Wiesen.

Die Brenndolden-Auenwiesen sind – trotz des Zusatzes „Auen“ – ebenfalls in erster Linie eine Pflanzengesellschaft, die zudem bei kritischer Betrachtung (zumindest in Niedersachsen) nur wenige oder sogar überhaupt keine Art aufweist, die sie eindeutig von anderen Grünlandtypen trennt. So gibt es in Niedersachsen in einem kleinen Bereich östlich von Hannover Vorkommen der Brenndolde (*Cnidium dubium*) in Grünland außerhalb von Flussauen, das eher den basenreichen Pfeifengraswiesen zuzuordnen ist. Wenn man also einen Biotoptyp für Brenndoldenwiesen vorsieht, der z. B. „Wechselfeuchte Magerwiese subkontinental geprägter Flussauen“ heißen könnte, so wäre dieser vorrangig an seinen Standorten von Biotopen mit Pfeifengraswiesen außerhalb der Auen zu unterscheiden.

Feuchtgrünland des Verbands *Calthion* wird als „sonstiges extensives Feucht- und Nassgrünland“ bezeichnet (35.02.03). Das Adjektiv „sonstige“ sollte bei der Benennung von Biotoptypen soweit wie möglich vermieden werden, da der Typ so aus sich heraus nicht verständlich ist, sondern nur im Vergleich mit den anderen Einheiten. Diese Bezeichnung ist sinnvoll für eine Restmenge fragmentarischer Ausprägungen

(z. B. „sonstiger Magerrasen“, s.o.), nicht aber für die flächenmäßig bedeutendste Kategorie des Feuchtgrünlands.

„Flutrasen“ (35.02.5) ist dem Namen nach (Standort- und Strukturbezug) eine Biotopbezeichnung, wird aber auch für die pflanzensoziologische Ordnung der *Potentillo-Polygonetalia* (syn. *Agrostietalia stoloniferae*) verwendet. Unzweckmäßig ist die Zweiteilung in „naturnahe“ und „intensiv genutzte“ Flutrasen. Naturnahe Flutrasen ohne landwirtschaftliche Nutzung finden sich meist nur als schmale Säume an Flussufern, die nicht als eigene Biotoptypen erfasst werden können. Ansonsten sind Flutrasen Bestandteil von Grünlandflächen, die teils extensiv, teils intensiv genutzt werden, wobei die Artenvielfalt nicht immer mit der Nutzungsintensität korreliert, da Flutrasen aufgrund der extremen Standorte von Natur aus vergleichsweise artenarm sind. Außerdem ist dieser Typ nicht von der folgenden Einheit 35.02.06 „artenarmes, intensiv genutztes Feuchtgrünland der planaren bis submontanen Stufe“ getrennt, zu der nach der Definition ebenfalls Flutrasen-Gesellschaften gehören. Hier zeigt sich auch ein Widerspruch zwischen der textlichen Definition und den zugeordneten Pflanzengesellschaften, die keineswegs alle „arten- und blumenarm“ und „von wenigen Süßgrasarten dominiert“ sind. Vegetationsbestände des *Mentha longifoliae-Juncetum inflexi* oder des *Epilobio-Juncetum effusi* gehören aus heutiger Sicht zum (mehr oder weniger artenreichen) Extensivgrünland und als „binsenreiche Nasswiesen“ zu den gesetzlich geschützten Biotopen. Es ist daher genauer zu klären, was unter „artenarmem intensiv genutztem Feuchtgrünland“ verstanden wird. Deutlicher ist eine Bezeichnung wie „Artenarmes Intensivgrünland feuchter Standorte“, weil diese sich klarer vom (eher artenreichen) Feuchtgrünland im Sinne der *Molinietalia* absetzt.

„Salzgrünland des Binnenlandes“ (35.03): Wie bei den Küsten-Salzwiesen im Anh. angesprochen, ist die Bezeichnung „Grünland“, die üblicherweise eine Nutzungsform charakterisiert, auch für die Salzbiotop des Binnenlands unzweckmäßig, da nur ein Teil der Biotop mit Halophyten in als Grünland bewirtschafteten Flächen liegt. Die Adjektive „naturnah“ und „naturfern“ sind in diesem Zusammenhang nur dann sinnvoll, wenn die betreffenden Ausprägungen genau definiert werden. Zweckmäßig ist eine Unterscheidung nach der Entstehung in primäre (an natürlichen Austritten von salzhaltigem Grund- bzw. Quellwasser) und sekundäre Salzstellen. Die Artenzahl ist mit diesen Untertypen nicht korreliert. Gerade die eher naturfernen Vorkommen an Kalihalden haben sich in der jüngeren Vergangenheit vielfach zu den artenreichsten Salzbiotopen entwickelt (vgl. GARVE & GARVE 2000).

**Hoch-, Zwischen- und Übergangsmoore (36.):** Diese Moortypen sind (wie die bereits angesprochenen Niedermoore) zunächst Standorttypen bzw. chorische Naturraumtypen (vgl. SUCCOW 1988, 7.4.3.2). Da intakte Ausprägungen aber eng mit bestimmten Vegetationstypen korreliert sind, können diese bei enger Definition auch als Biotoptypen aufgefasst werden (bei weiterer Auslegung sind es eher Biotopkomplexe).

Bei den Übergangs- und/oder Zwischenmooren besteht für die praktische Umsetzung in der Kartierung das Problem, dass diese sehr unterschiedlich interpretiert werden. Es ergeben sich sowohl aus standortökologischer als auch aus vegetationskundlicher Sicht erhebliche Überschneidungen mit den Kleinseggenrieden (35.01) auf der einen und den Hochmooren auf der anderen Seite (vgl. SUCCOW 1988). Da die betreffenden Pflanzengesellschaften in derartigen Mooren oft sehr kleinteilige Mosaik bilden, sind pragmatisch gefasste Typen erforderlich.

Die Bezeichnung „Moordegenerationsstadien“ (36.03) ist zu ungenau, da sie weder den Moortyp, noch die zugehörigen Vegetationstypen zum Ausdruck bringt. Je stärker die Vegetation von der Ausprägung intakter Moore abweicht, umso mehr stellt sich die Frage, ob der Standort (degeneriertes Moor) oder die aktuelle Ausprägung (z. B. Gagelgebüsch) das vorrangige Klassifikationskriterium sein sollte. Um Überschneidungen der Typen zu vermeiden, ist eher der zweiten Alternative der Vorzug zu geben.

Während Degenerationsstadien mit Wollgräsern (36.03.01.01) oder Pfeifengras (36.03.01.02) durch die Standortansprüche der dominanten Arten relativ gut als Biotoptypen gekennzeichnet sind, sagt die Dominanz von Gräsern (36.03.01), Zwergsträuchern (36.03.02) oder Gehölzen (36.03.3) nur etwas über die Vegetationsstruktur aus. Der Untertyp 36.03.04 (Dominanz von Hochstauden und Binsen) zeigt so stark veränderte Standorte an, dass auf jeden Fall die Einordnung in eine andere, an der aktuellen Vegetation ausgerichteten Obergruppe ratsam ist.

**Großseggenriede (37.):** Wie angesprochen sollten die Großseggenriede auf der oberen bis mittleren Hierarchieebene mit anderen Vegetationstypen gehörfreier Niedermoore und Sümpfe zu stärker am Standort orientierten Biotoptypen zusammengefasst werden. Außerdem ist klarer herauszuarbeiten, ob es sich um einen Vegetationsstrukturtyp handelt (Dominanz hochwüchsiger Seggen) oder um Pflanzengesellschaften des Verbands *Caricion elatae* (vgl. die Definition der Obergruppe 37 gegenüber den bei 37.01 genannten Gesellschaften, die teilweise zum *Caricion lasiocarpae* gehören und auch von Stauden geprägte Gesellschaften beinhalten). Inkonsequent erscheint, dass die nährstoffarmen Großseggenriede nicht ebenso wie die Kleinseggenriede in kalkreiche und kalkarme (Unter-) Typen unterteilt werden.

**Röhrichte (38.):** Die Röhrichte sind hier als durch dominante Arten geprägte Vegetationstypen definiert. Sie decken teilweise – insbesondere die Schilfröhrichte – ein Spektrum von mehreren sehr unterschiedlichen Standorten ab, die bei Biotoptypen ebenfalls ein Klassifikationskriterium sein sollten. So ist zu diskutieren, ob ein (schwach wüchsiges) Torfmoos-Schilfröhricht eines mäßig nährstoffarmen Niedermoores vorrangig nach dem Standort oder nach der Dominanz von Schilf klassifiziert wird. Entsprechendes gilt auch für die Röhrichte des Süßwasserwatts (s.o.).

Die Brackwasserröhrichte werden ausgenommen. Dadurch ergibt sich ein Zuordnungsproblem bei Vorkommen an Binnensalzstellen, die in der Definition von 35.03 nicht erwähnt werden.

Röhrichte, die unterhalb des mittleren Wasserstands von Gewässern wachsen, können auch als unselbstständige Biotopelemente des jeweiligen Gewässertyps aufgefasst werden. Es gibt aber – wie schon bei den Stillgewässern angesprochen – gute Gründe, sie bei großflächiger Ausprägung gesondert abzugrenzen. In jedem Fall ist die Trennung zwischen Wasser- und Landröhrichten sinnvoll und sollte nicht auf die Schilfröhrichte (38.02) beschränkt werden.

**Wald- und Ufersäume, Staudenfluren (39.):** Wald- und Gehölzsäume (39.01) sind aufgrund ihrer Kleinflächigkeit und ihrer engen Verzahnung mit Wald- und Gehölzbiotopen (in die sie bei starker Holzentnahme vorübergehend weiter eindringen können) nicht oder nur bedingt als eigene Biotoptypen geeignet, sondern eher als unselbstständige Biotopelemente zu betrachten. Dies gilt weitgehend auch für Uferstaudenfluren (30.04), mit Ausnahme der stellenweise relativ breiten Streifen am Ufer größerer Flüsse. Ein weiterer Nachteil dieser Obergruppe ist, dass sich identische oder ähnliche Vegetationstypen auch auf Brachflächen einstellen, die gesondert klassifiziert sind. Vor dem Hintergrund der Möglichkeiten und Zielsetzungen von Biotopkartierungen erscheint es pragmatisch, die Zahl der Typen von Staudenfluren eng zu begrenzen und unabhängig von ihrer Ausprägung als Saum oder flächiges Brachestadium zu typisieren. Eine Kategorie von Säumen des Offenlands (39.03), die von Wald- und Ufersäumen sowie Brachen getrennt wird, erscheint nicht erforderlich und trägt zu einer unübersichtlichen Zahl von Typen mit sehr ähnlicher Artenzusammensetzung bei. Es ist grundsätzlich zu überlegen, ob die Staudenfluren eine eigene Obergruppe bilden sollten, oder ob sie nicht besser als von (Hoch-)Stauden dominierte Untereinheiten der standörtlich vergleichbaren Magerrasen-, Grünland und Moorbiotope einsortiert werden.

Im Hinblick auf die Standorte sind Ruderalfluren (39.06) und im Hinblick auf Bewertungen Dominanzbestände von Neophyten (39.05) als eigene Einheiten zweckmäßig. Letztere sollten aber zusätzlich nach dominanten Arten gegliedert werden, damit zumindest Bestände von „Problemarten“ (z. B. Riesen-Bärenklau) bzw. stark invasiven und biotopprägenden Pflanzen (z. B. Staudenknöterich) gesondert erfasst werden.

Kahlschläge und natürlich entstandene Waldlichtungsfluren (39.02) sollten bei entsprechender Größe als eigene Biotope abgegrenzt werden. Wegen ihrer Kurzlebigkeit (meist baldige Wiederaufforstung) und Heterogenität erscheint es aber – anders als bei Brachen im Offenland – nicht zweckmäßig und aus Bewertungsgründen auch nicht erforderlich, derartige Flächen nach Pflanzengesellschaften bzw. Dominanzen auf verschiedene Typen aufzuteilen (artenreiche bzw. kurzlebige Krautfluren zu 39.02, Dominanzbestände von Polykormonbildnern zu 39.07, Him- und Brombeerbestände zu 42.02).

Weitere Details zu dieser Obergruppe sind im Anh. aufgeführt.

**Zwergstrauchheiden (40.):** Diese Kategorie vereint sehr verschiedene Standorte aufgrund der Dominanz von Zwergsträuchern, wobei allerdings grasdominierte Degenerationsstadien einbezogen werden. Bei einer Biotopklassifikation sollten die Standorte stärker gewichtet werden, was bedeutet, dass die Felsband-

heiden (40.01) den Felsbiotopen, die Moor- und Sumpfheiden den Moorbiotopen sowie die Sand- und Silikatheiden einer Obergruppe „Trockene Heiden und Magerrasen“ zuzuordnen sind. Auch die Pflanzensoziologie vereint Moorheiden und Hochmoore sowie Heiden und Borstgrasrasen in jeweils einer gemeinsamen Klasse. Grasdominierte Heidestadien lassen sich oft kaum von artenarmen Grasfluren unterscheiden, die durch Sukzession aus Borstgrasrasen oder Sandtrockenrasen hervorgegangen sind.

**Feldgehölze, Gebüsche, Hecken und Gehölzkulturen (41.):** Bei den Gebüschern „mit überwiegend autochthonen Arten“ (41.01) fallen besonders folgende Punkte auf:

- Der Typ beinhaltet im Widerspruch zu seiner Bezeichnung beim Untertyp 06 (ruderales Standorte) Dominanzbestände neophytischer Sträucher. Spontane Bestände neophytischer Sträucher auf anderen Standorten lassen sich nicht eindeutig zuordnen. Es wäre besser, Dominanzbestände neophytischer Sträucher sinngemäß wie bei den Staudenfluren gesondert zu typisieren.
- Außerdem zeigt sich wieder das bereits angesprochene Grundsatzproblem, ob Biotoptypen vorrangig nach Standorten oder nach bestimmten Vegetationstypen zu typisieren bzw. anzusprechen sind. Der Typ „(Weiden-)Gebüsch in Auen“ (41.01.02) lässt nach seiner Bezeichnung offen, ob darunter alle Gebüsche auf Auenstandorten gehören. Nach der Definition sind nur Gebüsche aus schmalblättrigen Weiden (*Salicetea purpureae*) gemeint, nicht aber Schlehengebüsche der Hartholzau oder Grauweidengebüsche, die auch in Auen vorkommen können.
- In diesem Zusammenhang stellt sich auch die Frage, ob Feuchtgebüsche vorrangig nach dem Bodentyp (mineralisch oder organisch), oder vorrangig nach der aktuellen Ausprägung des Wasser- und Nährstoffhaushalts gegliedert werden sollten. Letzteres hat den Vorteil, dass diese Kriterien anhand von Zeigerarten erkennbar sind, während die Frage, ob es sich um einen (u.U. entwässerten) Moorboden handelt, oft nicht ohne weiteres erkennbar ist.

Bei den Gebüschern frischer Standorte (41.01.04) ist unklar, warum Besenginstergebüsche einen eigenen Untertyp bilden, während alle sonstigen Gebüsche (aus Schlehe, Wacholder, Hasel usw.) zusammengefasst werden. Konsequenter wäre, innerhalb eines standortbezogenen Typs allen häufig Dominanzbestände bildenden Arten bzw. Gattungen eigene Untertypen zuzuweisen. Außerdem ist unklar, wie bzw. warum Besenginstergebüsche frischer (41.01.04.01) und trockenwarmer Standorte (41.01.05.04) zu unterscheiden sind, da der Besenginster typischerweise mittlere (allenfalls mäßig trockene) Standorte besiedelt. Wesentlich wichtiger wären die Trennung von Wacholdergebüschern auf kalkreichen und kalkarmen Standorten sowie die Untergliederung der „sonstigen Gebüsche trocken-warmer Standorte“.

Ähnlich willkürlich erscheint ein eigener Typ für Gebüsche aus *Betula nana* (die zudem i. d. R. eher Zwergstrauchformat hat), während Moorgebüsche aus allen anderen Arten (z. B. auch *Betula humilis*) zusammengefasst werden, obwohl einige davon sehr viel prägnantere Gebüschtypen bilden (z. B. *Myrica gale*). Es ist zudem nicht klar vorgegeben, ob Gebüsche auf

Hochmoorstandorten zur Obergruppe 36 oder zu den Mooregebüsch (41.01.03) gehören.

Auch bei der Gliederung der Gebüsch ist zunächst zu klären, welche Kriterien bewertungsrelevant sind und welche Typen im Gelände gut zu unterscheiden sind. Besonders wichtig ist auch eine möglichst eindeutige Vorgabe, wo die Grenze zwischen Mooren, Magerrasen, Heiden usw. mit eingestreuten Sträuchern und eigenen Gebüschtypen zu ziehen ist. Weitere Details zu dieser Obergruppe sind im Anh. aufgeführt.

**Waldmäntel und Vorwälder, spezielle Waldnutzungsformen (42.):** Die gesonderte Erfassung von Waldmänteln (42.01) ist im Rahmen von Biotopkartierungen überwiegend nicht zweckmäßig. Diese sind ein Element des jeweiligen Waldtyps. Die Definition schränkt den Typ auf stufig aufgebaute Waldmäntel aus Sträuchern und kleinen Bäumen ein. Viele Waldmäntel werden aber (auch an natürlichen Waldrändern) von tief beasteten großen Bäumen gebildet. Bei vielfältigen Übergängen zwischen Wald und Offenland ergeben sich Abgrenzungsprobleme zu den Gebüschtypen.

Die Rubus-Gestrüppe (42.02) passen besser zu den Gebüschtypen.

Der Typ „Vorwälder“ (42.03) ist aufgrund seiner Unschärfe als Biotoptyp nicht geeignet (es handelt sich eher um eine allgemeine Bezeichnung von Sukzessionsstadien). Da die Definitionen des BfN sich auf die Aufzählung von Gebüschgesellschaften beschränken, ist keine klare Unterscheidung von den Gebüschtypen gegeben. Außerdem sind die eigentlichen Pionierwälder (z. B. aus Birke) nicht eindeutig abgedeckt.

Die historischen Waldnutzungsformen Hudewald (42.04) und Niederwald (42.05) werden als eigene Typen mit dem Zusatz „[Komplex]“ aufgelistet. Dies ist nicht sinnvoll, weil es sich um reine Nutzungstypen handelt, die sich mit zahlreichen Waldbiotoptypen und bei sehr lichten Ausprägungen außerdem noch mit verschiedenen Biotoptypen des Offenlands überschneiden. Mittelwälder und Schneitelwälder werden dagegen nicht gesondert aufgeführt. Auch vor dem Hintergrund, dass die Mehrzahl der Bestände nur noch Strukturelikte dieser früheren Nutzungsformen sind, sollten diese Nutzungstypen lediglich als Zusatzattribute oder Untertypen bei den jeweiligen Standort- und vegetationsbezogenen Waldtypen verwendet werden. Stark beweidete Wälder mit völlig abweichender Krautschicht könnten eigene Biotoptypen bilden, die aber mit Vegetations- und Standortbezug zu typisieren wären.

**Laub(misch)wälder und -forste (Laubbaumanteil > 50 %) (43.), Nadel(misch)wälder und -forste (44.):** Die Bildung von Obergruppen nach dem Anteil von Laub- und Nadelbäumen hat den Nachteil, dass bei typischen Laub-Nadelmischwald-Typen (z. B. Birken-Kiefern-Moorwälder, Bergwälder aus Buche, Fichte, Tanne) eine Aufteilung sehr ähnlicher Bestände auf zwei oder drei verschiedene Obergruppen erfolgt (vgl. 6.3.2).

Problematisch ist die Unterscheidung von Moor-, Bruch- und Sumpfwäldern, deren Definitionen teilweise dieselben Pflanzengesellschaften beinhalten. So sollte beispielsweise ein typisch ausgeprägter Bestand des *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* grundsätzlich nur zu einem Biotoptyp gehören.

Die Zusammenfassung von Wäldern feuchter und

frischer Standorte (43.07) ist nicht zweckmäßig, da diese hinsichtlich der Empfindlichkeit durch Entwässerung oder hinsichtlich der Standortgerechtigkeit bestimmter Baumarten unterschiedlich zu bewerten sind. Die Gliederungstiefe ist – etwa verglichen mit den Stillgewässern – insgesamt eher gering (z. B. keine Unterteilung der Eichen-Hainbuchenwälder nach Basen- und Wasserversorgung, keine Untergliederung mesophiler Buchenwälder in kalkreiche und kalkärmere Ausprägungen).

Eine derartige Klassifikation der Wälder führt in der Praxis zu vielfältigen Zuordnungsproblemen, weil sie zu sehr an bestimmten idealtypischen Pflanzengesellschaften und zu wenig an realen Waldbildern ausgerichtet ist. So wird beispielsweise bei Bezeichnungen wie Eichen-Hainbuchenwald und Birken-Eichenwald nicht deutlich, ob etwa auch ein Mischwald aus Eiche, Esche und Linde bzw. ein Mischwald aus Eiche, Kiefer und Buche auf den entsprechenden Standorten jeweils dazu gehören. Die hochmontanen Fichten-Buchenwälder im Harz können nicht eindeutig zugeordnet werden, weil nur Mischwälder mit Beteiligung der Tanne aufgeführt sind. Diese werden dafür überproportional stark untergliedert.

Die vorrangige Unterteilung der Laubwälder in feucht/frisch und trocken/trocken-warm trägt ebenfalls zu den Schwierigkeiten bei der Zuordnung insbesondere bodensaurer Wälder bei. Auf diese Weise stehen zudem Waldtypen nebeneinander, die außer einzelnen Baumarten keine gemeinsamen Arten aufweisen (z. B. „Eichen-Trockenwald basenreicher Standorte“ und „Birken-Stieleichen-Trockenwald auf Sand“). Außerdem ist unklar, warum die Standorte (auch bei den Forsten) teils als „trocken“, teils als „trocken-warm“ bezeichnet werden. Auch dies führt zu Zweifeln bei der Zuordnung. „Trocken“ ist innerhalb Mitteleuropas (also in einer humiden Klimazone) in erster Linie eine Eigenschaft des Bodens, „warm“ eine des (Klein-)Klimas (meist bedingt durch die Exposition und Hangneigung). Daher gibt es auch (mäßig) trockene Standorte ohne besondere Wärmegunst. Biotoptypen sollten nur dann als „trocken-warm“ bezeichnet werden, wenn sie wärmeliebende Kennarten aufweisen, die eine Zuordnung ermöglichen. Dies ist z. B. bei Laubwäldern steiler Südhänge auf Kalk der Fall, nicht aber (oder nur regional) bei bodensaurer Eichenwäldern trockener, ebener Sandstandorte.

Die weniger naturnahen Wälder werden – wie in den meisten Biotopklassifikationen – als „Forste“ bezeichnet. Diese werden hier so definiert: Zu forstlichen Zwecken angepflanzte Bestände, deren Baumartenzusammensetzung nicht derjenigen der potentiellen natürlichen Wälder auf dem jeweiligen Standort entspricht. Daher ist ein indirekter, sehr allgemeiner Standortbezug enthalten, so dass ein „Fichtenforst“ im weiteren Sinne als Biotoptyp aufgefasst werden kann. Ein zusätzliches Kriterium ist die Strukturarmut (zum Forstbegriff s. 7.4.6). Die vorherrschenden Forsttypen werden nach Standorten untergliedert (feucht, frisch, trocken bzw. trocken-warm [s.o.]), was sinnvoll ist. Für eine genauere Bewertung wäre auch eine Unterscheidung nach Kalk- und Nährstoffversorgung nützlich, was allerdings zu einer starken Vermehrung der Typenzahl führen würde. Bei den fremdländischen Baumarten ist ebenfalls eine Unterteilung nach den wichtigsten Hauptbaumarten (Douglasie, Schwarzkiefer usw.) zweckmäßig, da sie aus ökologischer Sicht



unterschiedlich zu bewerten sind (Konkurrenzfähigkeit, Einfluss auf den Standort, Habitatsigenschaften u. a.).

Insgesamt ergeben sich bei den Waldtypen einige Lücken und viele Zuordnungsprobleme (weitere Anmerkungen im Anh.).

**„Technische“ Biototypen (5):** Bei der Obergruppe 51 „Kleine, unbefestigte Freiflächen des besiedelten Bereiches“ ergeben sich unnötige Überschneidungen mit Biototypen anderer Obergruppen (insbesondere Ruderalstandorte der Untergruppe 39). Unklar ist auch die Interpretation des Adjektivs „klein“, da die aufgeführten Typen von Freiflächen auch größere Bereiche einnehmen können.

Aus pragmatischen Gründen werden Grünflächen des Siedlungsbereichs besser als Struktur- und Nutzungstypen-Komplexe klassifiziert (z. B. Parks, Sportplätze, Friedhöfe), als in ihre Einzelbestandteile zerlegt. Die Aufteilung nach ihren Einzelbiotopen (Rasen, Rabatten, Baumgruppen, Wege usw.) ist im niedersächsischen Schlüssel optional vorgesehen (gesonderte Typen), entspricht aber nicht den üblichen Anforderungen und Möglichkeiten von Biotopkartierungen. Verschiedene Elemente dieser Grünanlagen können in der BfN-Liste nicht zwanglos eingeordnet werden (z. B. Tiergehege von Zoos, Becken von Schwimmbädern, Flächen mit Spielgeräten).

Die Wege und Straßen werden relativ stark nach ihrer Bauart untergliedert. Dabei ergeben sich einzelne Zuordnungsprobleme, z. B.:

- Ist ein landwirtschaftlicher Weg oder Forstweg, der für das Befahren mit land- bzw. forstwirtschaftlichen Fahrzeugen ausgelegt ist, deswegen eine Straße?
- Was ist der Unterschied zwischen einer geschotterten Straße und einer mit wassergebundener Decke und ist dieser kartierungs- und bewertungsrelevant?

Der Komplextyp „Hohlweg“ ist nicht zweckmäßig, weil Hohlwege sehr unterschiedlich ausgeprägt sein können. Entweder muss er entsprechend untergliedert werden (z. B. Hohlweg mit offenen Lösswänden, Hohlweg mit Gebüschbewuchs, beschatteter Hohlweg im Wald) oder er muss nach den vorkommenden Biototypen differenziert erfasst werden.

In Regionen, für die Hohlwege sehr charakteristisch und bedeutsam sind, ist die erste Variante (differenzierte Hohlwegtypen) zweckmäßig, ansonsten aber eher die Kartierung der wesentlichen Biototypen (z. B. Lösssteilwand, Gebüsch). Die pauschale Ausklammerung von Hohlwegen mit versiegelten Wegen (vgl. Definition von 52.02.07) ist nicht sinnvoll, weil es Hohlwege mit sehr gut ausgeprägten Steilwänden gibt, deren Wege in der jüngeren Vergangenheit befestigt wurden. Dieses Problem entfällt, wenn Weg und Böschung gesondert klassifiziert werden.

Die Gebäude (53.01) werden vorwiegend aufgrund ihrer Funktion bzw. nach ihrer Größe (Geschosszahl) typisiert. Es handelt sich somit um Nutzungs- und Strukturtypen. Um ein Gebäude als Biotop zu typisieren, müssten die Habitatsigenschaften stärker hervorgehoben werden. Dazu zählen neben Nutzung und Größe v. a. auch die Baumaterialien. Bei genauerer Betrachtung sind Gebäude allerdings eher Biotopkomplexe, bestehend aus Dachflächen, Außenwänden und Innenräumen (von denen wiederum Dachböden und Keller besondere Habitatsigenschaften haben können

(vgl. 13.1-13.4. im niedersächsischen Kartierschlüssel). In der Kartierungspraxis werden Gebäude aber ohnehin meist als Teil von Siedlungskomplextypen erfasst (vgl. 6.4.5) oder vereinfacht zusammen mit den Grünflächen als Siedlungsbereich abgegrenzt und nicht weiter bearbeitet.

Das Erfordernis einer differenzierten Bearbeitung von Grünflächen und bebauten Flächen hängt vom Zweck der Kartierung ab. Dient sie ausschließlich dem Arten- und Biotopschutz, müssten lediglich Gebäude mit einer besonderen Habitatfunktion erfasst werden (z. B. Ruinen mit strukturreichen Mauern, alte Kirchen mit Fledermaus-Quartieren auf dem Dachboden). Werden alle Schutzgüter in der Landschafts- bzw. Stadtplanung betrachtet, so sind Nutzung, Bauhöhe, Versiegelungsgrad usw. von Bedeutung und erfordern eine differenzierte Klassifikation und Kartierung des Siedlungsbereichs.

**Fazit:** Die Biototypenlisten von RIECKEN et al. (2003, 2006) sind sehr differenziert, überwiegend systematisch aufgebaut und eine wichtige Referenz für Kartierschlüssel auf Landesebene. Sie sind im Wesentlichen deduktiv entwickelt worden, abgeleitet von vorhandenen Klassifikationen der Meeresökologie, Limnologie und Pflanzensoziologie sowie Standortparametern. Die Einheiten sind daher vielfach idealtypisch oder auch theoretisch konzipiert. Es fehlt die Verknüpfung mit einem induktiven Ansatz, der von konkreten (oft untypischen) Einzelfällen ausgeht und sicherstellt, dass

- es für alle real vorgefundenen Biotope einen passenden Typ gibt,
- alle aufgeführten Biototypen tatsächlich vorkommen und
- dass sich die Typen im Gelände eindeutig unterscheiden lassen (dazu reichen die Definitionen nicht aus).

Diese Bedingungen können auf nationaler und internationaler Ebene nur teilweise erfüllt werden, sind bei anwendungsbezogenen Kartierschlüsseln aber von entscheidender Bedeutung.

#### **6.4.3 Standard-Biototypen und Nutzungstypen für die CIR-Luftbild-gestützte Kartierung in der Bundesrepublik Deutschland**

Anlass für die Erstellung der ersten Fassung, die 1995 veröffentlicht wurde, war die Vereinigung der beiden deutschen Staaten. Die Durchführung von CIR-Bildflügen und die Interpretation der Luftbilder nach einem einheitlichen Schlüssel sollten die neuen Bundesländer in die Lage versetzen, in möglichst kurzer Zeit flächendeckende Informationen über das Landschaftsinventar zu erhalten. Die Kartieranleitung sollte darüber hinaus eine verbindliche Vorgabe für alle Bundesländer sein (AG NATURSCHUTZ [...] 1995).

Dieser Schlüssel für die Interpretation von (Falschfarben-)Color-Infrarot-Luftbildern gliedert die Erfassungseinheiten in vier Kategorien:

- 1) Kartiereinheit: Mit dieser (nicht sehr treffenden) Bezeichnung sind die Obergruppen der Biotop- und Nutzungstypen gemeint (z. B. Küstenbereich, Binnengewässer).

2) Biotop-/Nutzungstyp: Dies sind die eigentlichen Erfassungseinheiten, die nach Struktur- und Nutzungsmerkmalen in Untertypen gegliedert sind.

3) Strukturbildende Art/Gattung/Ausprägung: Ein Teil der Biotop- und Nutzungstypen wird auf dieser Ebene nach dominanten Pflanzenarten weiter untergliedert. Bei Siedlungsflächen und anderen anthropogenen Standorten werden stattdessen Struktur- und Nutzungsmerkmale zur Differenzierung herangezogen.

4) Strukturbild, Bedeckungs-/Beschirmungsgrad: Weitere Unterteilung der Einheiten nach dem Deckungsgrad der Vegetation bzw. von Gehölzen innerhalb der Vegetation bzw. im Siedlungsbereich nach dem Versiegelungsgrad

Die angestrebte Kompatibilität zum „Statistischen Informationssystem zur Bodennutzung“ (STABIS) des Bundesamtes für Statistik bedingt eine äußerst detaillierte Verschlüsselung von Nutzungstypen bzw. -merkmalen.

Je nach Obergruppe erreichen die Biotop- und Nutzungstypen sehr unterschiedliche Differenzierungsgrade:

**1) Küstenbereich:** Die Klassifikation der Küstenbiotope ist weitgehend kompatibel mit anderen Schlüsseln (z. B. v. DRACHENFELS 2004). Das sehr spezifische Biotoppotenzial des unmittelbaren Küstenbereichs erlaubt unter Einbeziehung von Gebietskenntnissen aufgrund von Luftbildern auch die Zuordnung von differenzierten Biotoptypen wie Salzwiese (mit verschiedenen Untertypen) oder Strandhafer-Weißdüne. In standörtlichen Übergangsbereichen (z. B. Flächen mit Sommerdeichen, Ästuare, oberste Salzwiesen im Übergang zu Grünland oder Dünen) können viele dieser Typen aber ohne Geländebegehung nicht sicher zugeordnet werden.

Bei einzelnen Typen reicht die Differenzierung für die heutigen Ansprüche (insbesondere Erfassung von FFH-Lebensraumtypen) nicht aus (z. B. keine Trennung in Queller- und Schlickgraswatt, die sich im Luftbild unterscheiden lassen; oder zwischen Süß- und Brackwasserwatt im Bereich der Ästuare, die sich durch Überlagerung der Luftbilder mit Karten der Salinitätsstufen trennen lassen).

**2) Binnengewässer:** Die Binnengewässer werden nach groben Strukturparametern wie Fließgewässer/Stillgewässer und Größe/Breite gegliedert und können nach Strukturmerkmalen der Wasservegetation (sofern vorhanden) unterteilt werden. Sehr detailliert werden Wasserbauwerke typisiert (z. B. Wehr, Schöpfwerk, Staumauer). Die für die Biotopqualität wesentlichen Trophiemerkmale können bei einer Luftbilddauswertung naturgemäß nicht erkannt werden und werden daher nicht verschlüsselt. Gesondert typisiert werden lediglich die Auenstillgewässer. In ähnlicher Weise könnten auch andere Stillgewässer nach ihrer Form, Lage bzw. Umgebung typisiert werden, z. B. Moorgewässer (die Lage in einem Hochmoor würde die Annahme dystropher Ausprägungen zulassen), Stillgewässer in Abbauflächen, in Siedlungsbereichen, verschiedene Formen von Staugewässern u. a. Hier bleibt die Klassifikation also hinter den Möglichkeiten zurück.

Der Typ „Auenstillgewässer“ ist ein Beispiel für eine ungenaue Bezeichnung, da nach der Definition nur

Altarme und Altwässer gemeint sind, in der Aue aber auch andere Stillgewässertypen vorkommen, wie Abgrabungsgewässer oder durch Hochwasser ausgespülte Kolke.

Bei den Gewässern muss eine Luftbildinterpretation vorrangig eine Vorsortierung in strukturarmer und strukturreiche bzw. mutmaßlich naturnahe Ausprägungen leisten, um eine gute Grundlage für nachfolgende Geländearbeiten zu liefern. Das ermöglicht diese Klassifikation, die jeweils eine Dreigliederung in „strukturreich“, „mittlere Strukturdichte“ und „strukturarmer“ vorsieht.

Das größte Problem der Luftbilddauswertung bei Gewässern ist, dass Bachläufe und kleine Stillgewässer in Wäldern oder unter dichtem Gehölzsaum nicht erkennbar sind. Da eine Luftbildinterpretation üblicherweise in Verbindung mit der Auswertung topographischer Karten erfolgt, kann die Lage dieser Gewässer i. d. R. dennoch ermittelt werden. Während die Annäherung von Bachläufen mit Gehölzsaum im Offenland weitgehend aus der Struktur der Begleitvegetation abgeleitet werden kann, ist eine Beurteilung von Bächen und kleinen Stillwässern in Wäldern häufig nicht möglich. Es wäre daher von Vorteil, wenn eine Klassifikation für die Luftbildinterpretation gesonderte Strukturtypen wie „Bach in geschlossenem Nadelwald“ oder „Kleingewässer in geschlossenem Laubwald“ ausweisen würde.

**3) Moore/Sümpfe:** Diese Obergruppe wird auf der folgenden Hierarchiestufe unterteilt in Gruppen von weit gefassten Biotoptypen (1) „Hoch-(regen-)moor/Übergangsmoor“, (2) „Flachmoor; Anmoor; Sumpf (gehölzfrei)“, (3) „Regenerations- und starke Degenerationsstadien von Mooren und Sümpfen“ sowie (4) „Abtorfungsfläche“. Bei den ersten beiden Untergruppen handelt es sich im Prinzip um Standorttypen, die aus Luftbildern nicht unmittelbar, sondern nur über Analogieschlüsse ableitbar sind. Die Untergruppen 2 und 3 werden nach dominanten Pflanzenarten untergliedert. In vielen Fällen sind sichere Zuordnungen in Abgrenzung von z. B. Feuchtgrünland ohne Geländearbeit nicht möglich.

Die Einheit „Handtorfstich, alt (aufgelassen)“ ist ein reiner Struktur- oder Nutzungstyp und daher in diesem Kontext nicht zweckmäßig. Der ehemalige Torfstich könnte ein Stillgewässer oder verschiedene Moorstadien aufweisen, so dass sich Überschneidungen mit anderen Typen ergeben.

Ein logischer Klassifikationsfehler ist der Typ 3250 „Bruchwald“ als Untereinheit von 3200 „Flachmoor; Anmoor; Sumpf (gehölzfrei)“. Bruchwälder sind im Luftbild nicht als solche erkennbar (allenfalls in bestimmten Situationen aufgrund von Kontaktbiotopen zu vermuten) und gehören in die Obergruppe „Wälder“, besonders in einem luftbildbezogenen und somit physiognomisch ausgerichteten Schlüssel.

Problematisch ist die Einheit 3300 „Regenerations- und starke Degenerationsstadien von Mooren und Sümpfen“. Dort findet sich der Typ 3310 „Niedermoor (Durchströmungsmoor)“, also ein Standorttyp (ohne Erläuterungen). Die Vegetationstypen der Niedermoores gehören dagegen zur Untergruppe 3200. Der Typ 3310 ist somit nicht operabel. Außerdem ist unklar, warum nur das Durchströmungsmoor gesondert genannt wird. Weiterhin wird dort ein Strukturtyp 600 „Flachmoor mit Röhrichtdominanz“ aufgeführt, der

sich mit dem Typ 3230 „Röhricht (Landröhricht)“ überschneidet.

**4) Flächen der Landwirtschaft; Staudenfluren:** Hierzu zählen Äcker, Grünland, sonstige gartenbauliche und landwirtschaftliche Kulturen sowie der Typ „Kraut-/Stauden-/Grasflur, Saum“.

Die Äcker werden nach den angebauten Kulturpflanzen untergliedert, die allerdings nur teilweise und zu bestimmten Jahreszeiten im Luftbild differenzierbar und außerdem von eingeschränkter Relevanz für Bewertung und Planung sind (z. B. die Unterscheidung aller Getreidearten). In der Kartierungspraxis ist anzustreben, parallel zur Luftbildinterpretation nicht nur topographische Karten (s.o.), sondern auch Standortkarten (Geologie, Böden) auszuwerten. Daher kann in einem Arbeitsgang die im Luftbild erkannte Ackernutzung mit einem Standorttyp kombiniert werden, um Biotoptypen mit Standortbezug zuzuordnen (s. 7.4.8). Daher ist eine Klassifikation der Äcker ohne Verschlüsselung von Standorten (die von erheblicher Bedeutung für die Bewertung sind) nicht zweckmäßig.

Das Grünland i. w. S. (inkl. Magerrasen) wird nur grob in drei Feuchtestufen und drei Intensitäten der Nutzung (intensiv, extensiv, Brache) untergliedert. Dies entspricht den eingeschränkten Möglichkeiten, Vegetationstypen des Grünlands im Luftbild sicher zuzuordnen. Im Übrigen lassen sich Feuchtestufen (abgesehen von den standörtlichen Extremen wie Trockenrasen an Steilhängen) nur bei Befliegungen in günstigen Jahreszeiten einigermaßen zutreffend unterscheiden. Die Attribute „intensiv genutzt“ und „extensiv genutzt“ können vielfach nur hypothetisch zugewiesen werden. Weder bei einer Wiese im ersten Aufwuchs noch bei einer frisch gemähten Fläche kann aus der Momentaufnahme des Luftbildes heraus die Nutzungsintensität eingeordnet werden.

Der Typ 4730 „nasse Kraut-, Stauden- und Grasfluren; Säume“ ist nach Bezeichnung und Definition nicht eindeutig von Moortypen der Obergruppe 3 getrennt.

**5) Rohbodenstandorte, Zwergstrauchheiden, Extremstandorte:** In dieser Obergruppe von (im typischen Fall) vorwiegend vegetationsarmen Biotoptypen erscheinen die Zwergstrauchheiden deplatziert. Sie passen besser zur Obergruppe 4, da sie vielfach landwirtschaftlich genutzt werden und mit grasreichen Stadien fließende Übergänge zu Grünland- bzw. Magerrasentypen aufweisen.

Nicht schlüssig ist, dass einerseits anthropogene Standorte wie Stollen und Mauern einbezogen sind, andererseits aber Rohboden- und Felsbiotope in den Definitionen auf natürliche Vorkommen beschränkt werden. Die Zuordnung sekundärer Gesteinsbiotope wie z. B. in aufgelassenen Steinbrüchen bleibt unklar, da in Gruppe 8 (s.u.) nur genutzte Abbauflächen aufgeführt sind (evtl. zu 8400 „offene Flächen ohne Oberboden“).

**6) Bäume, Feldgehölze, Gebüsche:** Die Gehölzbestände des Offenlandes werden wie üblich als Strukturtypen klassifiziert (Hecken, Feldgehölze und -gebüsche, Baumgruppe/Baumreihe, Streuobstbestand) und sind in dieser Form gut im Luftbild erkennbar. Die weitere Differenzierung erfolgt nach dominanten Gehölzarten. Inkonsequent ist, dass Ginster- und Wacholdergebüsche

nicht einbezogen, sondern den Zwergstrauchheiden zugeordnet werden.

Bei Hecken wären weitere Differenzierungen nach dem Anteil von Sträuchern und Bäumen, bei den Feldgehölzen und Baumbeständen nach dem Alter der Bäume (indiziert durch den sichtbaren Kronendurchmesser) sinnvoll.

**7) Wälder:** Die Wälder werden grob in Laubwald (Reinbestand), Nadelwald (Reinbestand) und vier Mischwaldtypen (Laubmischwald, Nadelmischwald, Laub-Nadel-Mischwald, Nadel-Laub-Mischwald) untergliedert. Die weitere Unterteilung erfolgt konsequent nach dominanten Baumarten und Altersstadien. Im Hinblick auf die zugehörigen Waldbiotoptypen (die vielfach eine größere Bandbreite hinsichtlich der Mischungsanteile typischer Baumarten habe) ist die Klassifikation in diese Rein- und Mischbestandstypen allerdings nur bedingt sinnvoll, zumal Beimischungen im Unterstand im Luftbild nicht zu erkennen sind. Unter Einbeziehung von Standortkarten und Kenntnissen über den Status der Nadelbaumarten lassen sich auch im Vorfeld der Geländearbeiten stärker an Biotoptypen ausgerichtete Interpretationen erreichen. Dabei erscheint es z. B. sinnvoll, bestimmte Prozentanteile für (offensichtlich) standortfremde Nadelholzanteile vorzugeben, um zwischen (im Gelände aufzunehmenden) potenziell naturnahen Wäldern (mit geringen und mäßigen Fremdholzanteilen) und stärker forstwirtschaftlich geprägten Beständen zu unterscheiden. Zielführend wäre z. B. eine Klassifikation von buchendominierten Wäldern außerhalb natürlicher Nadelholzareale in die Strukturtypen: Buche mit Nadelholzanteil < 10 %, 10–30 %, 30–<50 %. Die ersten beiden Klassen könnten noch als kartierwürdige Bestände vorgegeben werden, die dritte als entwicklungsfähig eingestuft werden.

Nicht sinnvoll ist, jeweils nur einen Typ für die Dominanz von Pappel/Weide bzw. Edelkastanie/Robinie vorzugeben, weil Bestände aus Hybridpappel und Robinie völlig anders zu bewerten sind als z. B. naturnahe Weiden-Auwälder oder Relikte (kultur-) landschaftstypischer Kastanien-Niederwälder und eine Unterscheidung im Luftbild vielfach leicht möglich ist. Grund ist wahrscheinlich, dass in dem dezimalen Gliederungssystem an einer Stelle des Zahlencodes immer nur zehn Merkmale (1–9, 0) verschlüsselt werden können.

**8) Stark veränderte Standorte; Ver- und Entsorgungsflächen:** Diese Obergruppe ist klassifikatorisch unzureichend. Abgrabungsflächen sind als Rohbodenflächen der Obergruppe 5 anzuschließen, mit deren Biotoptypen sie z. B. über sekundäre Felsstandorte in aufgelassenen Steinbrüchen eng verbunden ist. Außerdem ergibt sich eine potenzielle Überlappung mit anderen Obergruppen, da hier auch Untereinheiten mit hohen Vegetationsdeckungsgraden codiert werden können (s. u.).

Eine gravierende Klassifikationslücke entsteht dadurch, dass an dieser Stelle nur in Betrieb befindliche Abbauflächen eingeordnet werden sollen, die Rohbodenbiotope aufgelassener Bereiche aber in der Obergruppe 5 fehlen (s. o.). In diesem Zusammenhang ist auch zu beachten, dass noch aktive Abbauflächen in den meisten Fällen aus genutzten und aus vorübergehend oder endgültig aufgelassenen Teilbereichen bestehen.

Außerdem ergeben sich weitere Zuordnungsprobleme. So umfassen „Aufschüttungsflächen“ den Untertyp „künstliche Blockhalde“. Häufiger entstehen sekundäre Gesteinshalden in Abgrabungsflächen, und zwar vielfach nicht als Folge von Aufschüttungen, sondern von Erosion an Steinbruchwänden. Die richtige Einordnung dieser Standorte bleibt unklar.

Die starke Dominanz des Nutzungsaspekts hat außerdem zur Folge, dass Rohbodenflächen von Abbauflächen (8100) und in sonstigen Bereichen (8400, z. B. auf militärischen Übungsflächen) schon auf einer höheren Hierarchiestufe getrennt werden, obwohl die Biotop-eigenschaften sehr ähnlich sind.

Weiterhin wird auch in dieser Obergruppe deutlich, dass die hierarchische Gliederung nicht immer schlüssig ist. Der Einheit 8400 „offene Flächen ohne Oberboden“ wurden nur zwei nutzungsbezogene Untertypen (8410 „Baustellen“ und 8420 „Lagerflächen“) zugeordnet. Nach der Definition von 8400 enthält diese Untergruppe aber u. a. auch Industriebrachen und militärische Flächen. Somit sind weitere Untertypen derselben Hierarchiestufe erforderlich (8430 usw.). Wenn ein Biotoptyp untergliedert wird, dann sollten die Untertypen seine gesamte Bandbreite und nicht nur einzelne Besonderheiten abdecken. Unlogisch ist, dass der Untergruppe 8400 trotz ihrer Bezeichnung (offene Flächen, s.o.) Attribute der Vegetationsbedeckung zugeordnet werden, die bis zur Kategorie 5 „geschlossene Vegetationsbedeckung, Deckung 90 % – 100 %“ reichen. Dadurch ergibt sich eine vollständige Überschneidung mit den Gras- und Staudenfluren der Obergruppe 4.

Die Ver- und Entsorgungsflächen sind aufgrund der baulichen Anlagen besser der folgenden Kartiereinheit 9 anzuschließen. Hierbei handelt es sich um reine Nutzungstypen, die Biotope mit sehr unterschiedlichen ökologischen Eigenschaften umfassen (z. B. Rieselfelder, Atomkraftwerk).

**9) Siedlung, Verkehr, Freizeit und Erholung:** Ein tabellarischer Vergleich von Typen dieser Obergruppe mit anderen Klassifikationen folgt in Kapitel 6.7.2 (Tab. 53i). An dieser Stelle nur eine Anmerkung: Die vorrangig an Nutzungsformen ausgerichtete Klassifikation der Siedlungsflächen ist mit der Ausrichtung dieser Kartieranleitung auf die Luftbildinterpretation nur bedingt vereinbar. Da beispielsweise Sporthallen oder Hallenbäder im Luftbild nicht von anderen großen Gebäuden zu unterscheiden sind, ist es nicht sinnvoll, diese mit entsprechend genutzten Freianlagen den Grünflächen zuzuordnen.

**Zusatzcode „Standörtliche Besonderheiten“:** In Ergänzung zu der tabellarisch dargestellten Klassifikationshierarchie ist vorgesehen, an 11. und 12. Stelle des Zahlencodes „standörtliche Besonderheiten“ zu verschlüsseln. Bei genauerer Betrachtung handelt es sich teils um Standorttypen (z. B. Binnendüne, Aue), teils um Nutzungstypen (z. B. Militärgelände). Dadurch wird die Logik der Hierarchie aufgebrochen, indem diese Standort- und Nutzungstypen teils als eigenständige Einheiten, teils als Zusatzcodes verwendet werden können; beispielsweise: 5220 Binnendüne, mit Bewuchs ↔ Zusatzcode 09 Binnendüne, 9311 Parkanlage ↔ Zusatzcode 12 Park.

Grundsätzlich sind Zusatzcodes für Standort- oder Nutzungstypen aber ein zweckmäßiger Ansatz, um

bei einer vorrangigen Klassifikation nach Vegetations- bzw. Strukturmerkmalen den für Biotoptypen grundsätzlich wichtigen Standort- und Nutzungsbezug herzustellen. Dazu dürfen aber – anders als in dieser Kartieranleitung – Nutzungs- und Standortmerkmale nicht auf einer Hierarchiestufe gemischt werden. So könnte z. B. der Standorttyp „Binnendüne“ gleichzeitig dem Nutzungstyp „Militärgelände“ zuzuordnen sein.

**Fazit:** Wie die aufgeführten Beispiele verdeutlichen, erfüllt dieser Schlüssel die Anforderungen nach Vollständigkeit und Eindeutigkeit nicht in ausreichendem Maße. Die Klassifikation weist deutliche Lücken und Überschneidungen auf. Darüber hinaus stellt sich die grundsätzliche Frage nach der Notwendigkeit spezifischer Luftbildschlüssel. Besonders an den Grünland- und Waldbiotopen wird deutlich, dass die unmittelbar aus dem Luftbild ableitbaren Informationen für Bewertungen und Planungen nicht ausreichen. Dies gilt aber in unterschiedlichem Umfang auch für alle anderen Biotope mit (potenzieller) Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. Abgesehen von der historischen Sondersituation, die in den neuen Bundesländern Anfang der 1990er Jahre eine schnelle luftbildgestützte Übersichtskartierung erforderte, sollte eine Luftbildinterpretation immer nur der erste Schritt sein, dem mehr oder weniger intensive Geländearbeiten folgen müssen. Außerdem liegen vielfach Standortkarten (Geologie, Böden) und terrestrisch erhobene Biotopdaten aus früheren Untersuchungen vor, die bei der Interpretation von Anfang an berücksichtigt werden können. Auf diese Weise kann der Interpret bereits konkrete Biotoptypen mit unterschiedlicher Sicherheit zuordnen und so der Geländearbeit, die der Verifizierung oder Korrektur der Vorklassifikation sowie der Erhebung objektbezogener Daten dient, wichtige Vorgaben liefern. Dies spricht dafür, dass spezielle Luftbildschlüssel entbehrlich sind. Bei stark anthropogen geprägten Biotopen wie insbesondere Siedlungsbereichen und Verkehrsstrassen kann die Luftbildauswertung Geländearbeiten weitgehend ersetzen, sofern nicht spezielle Ansprüche an die Typisierung von z. B. Grünflächen oder Gebäuden gestellt werden. Dazu müsste die Klassifikation aber konsequenter auf unmittelbar erkennbare Strukturmerkmale ausgerichtet und von zahlreichen Subtypen und Zusatzcodes ohne Bewertungs- und Planungsrelevanz entlastet werden (z. B. 9352 Gemeinschaftseinrichtung [von Dauerkleingärten]).

#### 6.4.4 Schlüssel für Biotoptypen in Deutschland von HAEUPLER

Anlass für die Veröffentlichung dieses Schlüssels war die Klassifikation der Standorte von Farn- und Blütenpflanzen, die in dem Bildatlas von HAEUPLER & MUER (2007, ebenso in der ersten Auflage von 2000) abgebildet und beschrieben werden (vgl. auch HAEUPLER 2002). Er baut auf einem Vorläufer auf, der von HAEUPLER & GARVE (1983, zit. ebd.) für das Pflanzenarten-Erfassungsprogramm in Niedersachsen vorgeschlagen worden war, und wird auch von POTT (1996) verwendet.

Die bereits vorliegenden Biotopklassifikationen schienen dem Autor nicht geeignet zu sein: „Ein Musterbeispiel dafür ist die Rote Liste der Biotope Deutschlands (RIECKEN et al. 1994). Das zugrunde liegende System ist völlig unhandlich und heterogen; viele ökologische Zusammenhänge werden dabei außer Acht gelassen“ (HAEUPLER & MUER 2007: 16). Grundprinzip dieses Ansatzes sollte sein, „die Biotoptypen so nebeneinander aufzuführen, wie sie auch in der Natur wirklich benachbart vorkommen, vernetzt sind oder in Sukzession bzw. Zonierung aufeinander folgen“ (ebd.: 17). Tatsächlich wird dieser Anspruch aber nur ansatzweise durch den Standortbezug der obersten Hierarchieebene erfüllt:

- H: Salzwasser- u./o. tidebeeinflusste Lebensräume (inkl. Binnensalzstellen, ohne einzelne Typen der älteren Dünenstadien)
- L: Limnische Lebensräume (Binnengewässer, inkl. Auwälder, aber u. a. ohne Flutrasen)
- S: Semiterrestrische Lebensräume (Moore, Sümpfe, inkl. Bruchwälder)
- T: Terrestrische Lebensräume (Wälder bis Siedlungsbereiche, ohne Au- und Bruchwälder, aber inkl. Grünland nasser Standorte).

Auf der zweiten Hierarchieebene beinhaltet dieser Schlüssel eine Kombination von Standorteinheiten (z. B. L5 Fluss- und Bachauen-Lebensräume), Vegetationsformationen (z. B. T1 Wälder) und Nutzungstypen (z. B. T10 urban-industrielle u. a. wirtschaftsbezogene Formationen), die unübersichtlicher ist als Ansätze, die sich z. B. durchgehend an Vegetationsformationen ausrichten. So ergeben sich verschiedene Querverweise mit typologischen Überschneidungen, die eine homogene Datenerfassung und -verarbeitung erschweren. So kann etwa eine städtische Ruderalflur sowohl bei T10.4.2 (städtisches Ödland) als auch bei T8.2 (stickstoffbedürftige Krautfluren u. Säume) oder – je nach Pflanzengesellschaften – bei T8.3 (kurzlebige Ruderalfluren) eingeordnet werden. Gehölzreiche Parks fallen nicht unter die Obergruppe „öffentliche Grünflächen und Anlagen“, sondern bilden je einen Untertyp der Obergruppe „Gärten“ und der Obergruppe „Wälder“ („Parks u. waldähnliche Anlagen“).

Die Typen der unteren Hierarchieebene sind weitgehend auf pflanzensoziologische Verbände (teilweise auch Assoziationen) bezogen und somit eher Pflanzengesellschaften als Biotoptypen (z. B. T7.3.5 Sumpfdotterblumen-Wiesen). Dadurch lassen sich u. a. diverse Standorttypen oder kennartenarme Sukzessionsstadien nicht eindeutig zuordnen. Daraus resultieren zudem Klassifikationslücken: z. B. naturnahe permanente Kleingewässer (müssen offenbar den Seen zugeordnet werden), vegetationsloses Brackwasserwatt (Zuordnung unklar: Wattflächen oder Brackwasserformationen); Feldhecken, Wallhecken (können nur ganz allgemein Gebüschgesellschaften unter T2 zugeordnet werden; Bestände aus Baumarten müssen wohl der Einheit „Alleen, Einzelbäume u. Gruppen“ innerhalb der Obergruppe T9 „Kulturpflanzenbestände“ angeschlossen werden).

Im Ergebnis sind dadurch die Biotoptypen vieler Standortkomplexe – entgegen dem zitierten Anspruch – auf diverse Obergruppen verteilt; dazu zwei Beispiele:

Eine typische Sukzessionsreihe eines feuchten Küstendünentals:

- 1) Pionierstadium mit schwach brackigen Tümpeln: L3.3.6.3 (stehende Gewässer, Tümpel mit Litoralgesellschaften oligotropher bis mäßig nährstoffreicher Gewässer in wechsellässen bis schwach brackigen Dünentälern)
- 2) kalkreiches Kleinseggenried: H1.2.2.7.2 (Meeresküsten, Untertyp feuchte Dünentäler) und zugleich S2.2.2.1 (Hochmoor-Randsümpfe, Zwischenmoore u. Niedermoore ohne Gehölze, Untertyp Davallseggen- u. a. Kalkniedermoore in Küstendünen)
- 3) feuchtes Kriechweidengebüsch: vermutlich zu T2.1.2.2.3 (Gebüsche und Waldlichtungsgesellschaften, Untertyp Dünenweidengebüsche)
- 4) Grauweidengebüsch: S3.2.1 (Gehölzreiche Übergangsmoore u. Bruchwälder, Untertyp Weidengebüsche u. Pionierwälder)

Ein typischer Biotopkomplex einer aufgelassenen Sandgrube:

- 1) vegetationsarmer, trockener Sand der Grubensohle: kein spezifischer Typ vorhanden, wohl zu T10.5.5 (urban-industrielle u. a. wirtschaftsbezogene Formationen: Sandgruben)
- 2) Sandwand der Grubenböschung: kein spezifischer Typ vorhanden (daher wohl ebenfalls T10.5.5)
- 3) Kleingewässer der Grubensohle: L39 (Stehende Gewässer in Sandgruben)
- 4) Sandpionierrasen mit Silbergras: T6.2.1.4.4 (Magerasen, Untertyp Silbergrasfluren offener Flugsande)
- 5) ältere Sukzessionsfläche mit Dominanz von Landreitgras: eindeutige Zuordnung nicht möglich, evtl. T7.5.2 (halbruderales Quecken-Trockenfluren)
- 6) Brombeergebüsch: T2.1.1 (Faltenbrombeergebüsche auf sauren Böden)
- 7) Birken-Pionierwald: eindeutige Zuordnung nicht möglich, evtl. zu T1.1.2.5.1 (Birken-Eichenwälder)

Die sehr unterschiedliche Länge der zitierten Codes verdeutlicht auch die Heterogenität der Gliederungstiefe. Bei einigen Obergruppen können durch zusätzliche Standort- und Strukturmerkmale sehr lange Codes zugeordnet werden, z. B.:

L3.1.4.2.2.5.2.1.1 = Stehendes Gewässer / See / wurzelnde Laichkraut- u. Schwimmblattbestände / mit Schwimmblättern (*Nymphaeion albae*) / kalkreich (Hartwasser) / eutroph / gleich bleibende Wasserstände / mit Flachufer / sonnig.

Teilweise werden die Untertypen noch bis auf die Ebene von Kleinsthabitaten aufgeteilt (z. B. Tot- und Moderholz, Zäune, Vogelnester, Maulwurfshaufen oder künstliche Bakterienkulturen).

**Fazit:** Dieser Schlüssel ist aufgrund seines heterogenen Gliederungskonzeptes und seiner starken Ausrichtung auf idealtypische Pflanzengesellschaften sowie aufgrund fehlender Definitionen der Einheiten als Kartierungs- und Planungsgrundlage wenig geeignet.

#### 6.4.5 AG „Methodik der Biotopkartierung im besiedelten Bereich“

Die Arbeitsgruppe „Methodik der Biotopkartierung im besiedelten Bereich“ hatte 1986 ein erstes Grundprogramm vorgelegt, das 1993 in überarbeiteter Form veröffentlicht wurde. Ausgehend von den Vorgaben des § 1 BNatSchG und des Baugesetzbuches wurde eine flächendeckende Kartierung auch im besiedelten Bereich für notwendig erachtet.

Die Biotopkartierung besiedelter Bereiche erfordert besondere Methoden: „In Städten treten sowohl neuartige Artenkombinationen als auch neuartige Beziehungen zwischen Art, Biozönose und Biotop auf, die in keine Wertnormen des Naturschutzes passen, wie sie für den nicht besiedelten Bereich entwickelt worden sind“ (AG METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH 1993: 498). Stadtbiotopkartierungen haben die Aufgabe, ein Gesamtbild der „Stadtnatur“ abzubilden (ebd.). Kategorien der „Stadtnatur“ sind:

- künstlich gestaltete Natur (Gärten, Grünanlagen)
- städtische Spontannatur (Ruderalflächen)
- Reste der nicht urbanen Kulturlandschaft (Grünland, Äcker usw.)
- Reste der Naturlandschaft (Wälder, Moore, Gewässer u. a.)

Ziel von Naturschutz und Landschaftsplanung ist im besiedelten Bereich, „alle Nutzungen hinsichtlich ihrer ökologischen Funktionen zu optimieren“ (ebd.). Biotopkartierungen im besiedelten Bereich sollen Daten zu folgenden Aspekten erheben:

- nutzungsbezogene räumliche Grundstruktur (Bebauungsformen, Parkanlagen usw.),
- Standortpotenzial (Versiegelung, edaphische Faktoren usw.),
- biotisches Ausstattungspotenzial (Biotopstrukturen usw.)
- Arteninventar, Vegetation.

Neben der Erfassung von wertvollen Bereichen sollte im Siedlungsbereich insbesondere auch die Ermittlung von Defizitbereichen und entwicklungsfähigen Biotopen im Mittelpunkt stehen (ebd.: 499).

Von der AG wird eine „flächendeckend-repräsentative“ Kartierung empfohlen, deren Grundprogramm aus drei Elementen besteht:

- flächendeckende Erfassung aller Biotoptypen,
- repräsentative Untersuchung von Beispielflächen für die Biotoptypen, pro Typ mind. 5–10 Flächen,
- Untersuchung aller potenziell schutzwürdigen Flächen.

Die Erfassung dieser Flächen soll beinhalten: Pflanzengesellschaften, Farn- und Blütenpflanzen (spontane und kultivierte Sippen), möglichst auch Flechten und Moose, ausgewählte Tiergruppen, naturschutzrelevante Kleinstrukturen (Mauern, Wegsäume, Hecken, Böschungen etc.), Grad von Versiegelung und Durchgrünung, Ausstattungspotenzial für Orts- bzw. Landschaftsbild und Naturerleben.

Versiegelte Flächen werden nach der Art und Vollständigkeit der Versiegelung unterschieden: Gebäude, Asphalt/Beton, engfugige Pflaster und Plattenbeläge, weitfugige Pflaster, wassergebundene Decken. Die jeweiligen Flächenanteile werden nach Luftbild und

Überprüfung im Gelände geschätzt. Sie geben Hinweise auf das Besiedlungspotenzial für Flora und Fauna, klimaökologische Kriterien sowie für Aspekte des Boden- und Wasserhaushalts.

Der „Biotoptypen-Kartierschlüssel für den besiedelten Bereich und dessen Randzonen“ wird hinsichtlich der siedlungsspezifischen Typen in Abschnitt 6.7.2 (Tab. 53i) mit den Klassifikationen anderer Schlüssel verglichen. Seine wesentlichen Merkmale sind: Die Erfassungseinheiten der Bauflächen und Grünanlagen werden als nutzungsbezogene Komplextypen definiert, vielfach untergliedert nach Versiegelungsgrad (z. B. 4.2.2 Gering versiegelte Gewerbeflächen mit hohem Anteil intensiv gepflegter Ziergrünflächen).

Außerdem umfasst die Klassifikation auch alle anderen Biotoptypen, die in Siedlungsbereichen vorkommen können, aufgeteilt auf folgende Obergruppen:

6. Biotop der Gewässer: z. B. 6.2 Bäche, 6.8 Seen
8. Biotop landwirtschaftlich genutzter Flächen: z. B. 8.1.1 Kalkäcker, 8.2.4 Borstgrasrasen, 8.3.4 Beerenobstkulturen
9. Biotop der Forste, Wälder, Gebüsche und Hecken: z. B. 9.8 Naturnahe Laubholzwälder
10. Biotop der Abgrabungs- und Aufschüttungsflächen, z. B.: 10.1.1 Sandabgrabungen, 10.2.3 Erzhaldden
11. Biotop der Küstenregionen, Naturrelikte und sonstiger lokaler Besonderheiten: z. B. 11.1.1 Watt- und Schlickflächen, 11.4 Moore, 11.8. Militärische Anlagen, 11.9. Binnendünen, 11.10 Großbaustellen, 11.12 Dolinen
12. Biotop der Brachflächen, z. B.: 12.3 Ältere Brachflächen

Die beispielhaft genannten Typen deuten an, dass die Gliederung dieser Obergruppen sehr heterogen ist. Während die Obergruppen 8 und 10 ähnlich detailliert differenziert werden wie in anderen (nicht siedlungsspezifischen) Kartierschlüsseln, ist sie bei den anderen Obergruppen so oberflächlich, dass sie den heutigen Anforderungen des Naturschutzes nicht gerecht wird (z. B. Erfassung geschützter Biotoptypen im Siedlungsbereich). Die Obergruppe 11 ist ein Konglomerat unterschiedlichster Biotop-, Standort- und Nutzungstypen. Die für Siedlungsbereiche wichtigen Brachflächen werden nur relativ grob nach Strukturtypen unterteilt.

**Fazit:** Die Gliederung der Siedlungsbereiche in nutzungsbezogene Komplextypen der bebauten Flächen und der Grünflächen ist ein pragmatischer Ansatz, der als Rahmen für alle Kartieranleitungen geeignet ist. Die übrigen Biotoptypen sollten derzeit besser nach den jeweils landesweit gültigen Schlüsseln erfasst werden, u. a. um die gesetzlich geschützten Biotoptypen vollständig zuordnen zu können.

#### 6.4.6 Klassifikationen von Tierlebensräumen in Deutschland

Einer der ersten Versuche einer Klassifikation von Lebensräumen aus tierökologischer Sicht war der „Katalog zoologisch bedeutsamer Biotoptypen“ von Rheinland-Pfalz (v. DRACHENFELS et al. 1984a, LÜTTMANN et al. 1987). Gegenstand dieser Klassifikation ist der „Zootop“, der als Lebensraum der Zoozönose aus dem abiotischen Biotop und der Phytozönose besteht. Dieser Zootopbegriff entspricht somit in etwa der heute in der Praxis üblichen Definition von Biotopen. Bei der Erarbeitung war das Konzept der Lebensformtypen nach KOEPECKE (1971, 1973) von wesentlicher Bedeutung. Eine Lebensform ist demnach die Gesamtheit der als Umwelтанpassungen zu bezeichnenden Merkmale eines Lebewesens. So lassen sich bei jeder Art verschiedene ökologische Grundfunktionen unterscheiden (z. B. Brutfürsorge, Nahrungserwerb), für die die meisten Tierarten unterschiedliche Requisiten bzw. Habitate benötigen. Um die Einnischung der Tierarten in Biotope bzw. Zootope verdeutlichen zu können, müssen diese daher in Struktureinheiten bzw. Habitate unterteilt werden (vgl. z. B. RIECKEN & BLAB 1989, LÜTTMANN et al. 1987). Für die Zuordnung von Tierarten zu Biotoptypen ist eine hierarchisch aufgebaute Klassifikation unabdingbar, da diese in Abhängigkeit von ihren ökologischen Ansprüchen und den dazu vorliegenden Kenntnissen teils nur Obereinheiten (z. B. Feuchtgrünland i. w. S., Gebüsche i. w. S.) und teils nur bestimmten Biotoperelementen (z. B. Totholz) zugeordnet werden können. Das Konzept der Lebensformen bedingt, dass als Gliederungskriterium für die oberen Hierarchiestufen Strukturparameter besser geeignet sind als z. B. fein abgestufte Standortkriterien. So weist die Fauna von Wäldern verschiedener Standorte eine größere Ähnlichkeit auf als etwa die Tierwelt von Auwäldern und Feuchtwiesen auf demselben Standorttyp, da die pflanzlichen Lebensformen wie Bäume sowie der von ihnen hervorgerufene spezifische Raumwiderstand und das Mikroklima die Fauna entscheidend prägen (LÜTTMANN et al. 1987).

Daraus folgt, dass eine Ausrichtung der Klassifikation an Pflanzenformationen (die von bestimmten pflanzlichen Lebensformen gekennzeichnet sind) auch aus tierökologischer Sicht zweckmäßig ist. Dies wird auch von RIECKEN & BLAB (1989) aufgegriffen. Diese Verfasser weichen davon in zwei Bereichen ab: bei den Biotopkomplexen der Alpen und der Meeresküsten, weil diese „jeweils übergeordnete, spezielle Faktorenkombinationen“ (ebd.: 10) aufweisen. Außerdem lassen sich aus den ökologischen Ansprüchen von Tierarten Kriterien für die Gliederung vegetationsloser Habitate ableiten, die in vegetationskundlich ausgerichteten Klassifikationen naturgemäß fehlen. Grundsätzlich besteht aber keine Notwendigkeit, eine eigenständige Klassifikation von Zootopen aufzustellen, zumal es „Zoozönosen im räumlich abgrenzbaren Sinne“ zumindest im terrestrischen Bereich nicht gibt (HAMMER & VÖLKL 1993: 125).

Nach BLAB (1993) können drei Kategorien von Tierlebensräumen unterschieden werden:

- flächige Großökosysteme (z. B. Wälder, Äcker, Seen)
- kleinflächige Habitate, die teils an bestimmte Ökosystemtypen gebunden sind, teils in verschiedenen

Zusammenhängen vorkommen können (z. B. Tümpel, Totholz).

- linienartige Elemente (z. B. Waldsäume, Hecken, Bäche)

Zwei wesentliche Aspekte sind (s. auch 3.4.6):

- 1) Viele Tierarten benötigen groß- oder kleinräumige Komplexe aus verschiedenen Biotoptypen (sog. Teilsiedler-Problematik, vgl. BLAB 1993: 27 ff).
- 2) Tiere besiedeln im Regelfall weniger Biotoptypen als Ganzes, sondern nur bestimmte Teile davon. Der Artenbestand eines Biotops resultiert daher „im Sinne eines Bausatzsystems“ (ebd.: 16) aus seiner Ausstattung mit sowie der räumlichen Anordnung von bestimmten Strukturen bzw. Teilhabitaten.

RIECKEN & BLAB (1989) gliedern die Biotoptypen Deutschlands aus Sicht des Tierartenschutzes in folgende Obergruppen (Hierarchiestufe 1 und 2):

1. Naturnahe Küsten- und Flachmeerbiootope der Nord- und Ostsee
  - 1.1 Offene Meeresgebiete
  - 1.2 Küstenbiotope (z. B. Salzwiesen, Küstendünen)
2. Binnengewässer
  - 2.1 Quellen
  - 2.2 Fließgewässer
  - 2.3 Stehende Gewässer
  - 2.4 Salzquellen und -tümpel des Binnenlandes
3. Terrestrische und semiterrestrische Biotoptypen der Ebene, des Hügel- und Berglandes
  - 3.1 Moore
  - 3.2 Röhrichte des Süß- und Brackwassers
  - 3.3 Feucht- und Nassgrünländer
  - 3.4 Frischwiesen und -weiden
  - 3.5 Magerrasen
  - 3.6 Trockene Zwergstrauch- und Ginsterheiden
  - 3.7 Felswände, Block-, Geröll- und Feinschutthalden, Steinbrüche (und andere Gesteinsbiotope)
  - 3.8 Wälder und Gebüsche
  - 3.9 Baum- und strauchgeprägte Strukturelemente der freien Landschaft
  - 3.10 Höhlen
  - 3.11 Äcker und Hochstaudenwildkrautgesellschaften (z. B. Ruderalfluren)
  - 3.12 Azonale Habitattypen (die Bestandteil verschiedener Biotoptypen sein können, z. B. vegetationsfreie Flächen)
4. Natürliche und naturnahe Biotope der Alpen (mit 5 Typen)

BLAB (1993) klassifiziert die Tierlebensräume ähnlich, ergänzt sie aber um zwei Komplextypen (Siedlungsgebiete, Abbaugelände). Es Ansätze und die höheren Syntaxa der Pflanzengesellschaften ein hohes Maß an Übereinstimmung aufweisen, da auch aus tierökologischer Sicht eine integrative Typisierung von Biotopen mit Vegetationsbezug zielführend ist. „Allein schon aus praktischen Gründen empfiehlt es sich dabei, einen solchen Biotopschlüssel für Tierarten – soweit fachlich vertretbar – an der üblichen, vorwiegend vegetationsstypologischen Einteilung der Landschaften (als Hecken, Wiese, Wald usw.) auszurichten“ (BLAB 1993: 14). Insgesamt ergeben sich aus diesen tierökologisch ausgerichteten Gliederungen von Lebensräumen daher gegenüber den sonstigen Biotopklassifikationen keine grundlegend abweichenden Gesichtspunkte.

#### 6.4.7 Geschützte Biotoptypen nach § 30 BNatSchG

Die Erfassung der gesetzlich geschützten Biotope ist eine wesentliche Aufgabe von Biotopkartierungen. Daher sind die nach § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) besonders geschützten Biotoptypen maßgebliche Vorgaben für die Klassifikation von Biotoptypen. Dabei ist anzustreben, dass zwischen den Biotopbezeichnungen im Gesetz und den Biotoptypen von Kartierschlüsseln eine möglichst eindeutige Beziehung besteht; d. h. jeder Biotoptyp sollte entweder gesetzlich geschützt sein oder nicht – und nicht nur bestimmte Ausprägungen, die nicht gesondert klassifiziert sind.

Im Folgenden wird untersucht, wie gut oder schlecht die in § 30 BNatSchG aufgeführten Biotoptypen (s. Tab. 41) als Vorgaben für eindeutige Typisierungen geeignet sind. Dabei wird der Katalog der Neufassung von 2009 zu Grunde gelegt (Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege vom 29.07.2009). Die Typen unterscheiden sich

teilweise von den Bezeichnungen der geschützten Biotoptypen im NNatG (s. 5.5).

**Binnengewässer:** Hierbei handelt es sich um Biotop- bzw. Standortkomplexe naturnaher Fließ- und Stillgewässer einschließlich ihrer Ufer, Verlandungsbereiche und Überschwemmungsflächen, die sich mit mehreren anderen geschützten Biotoptypen überschneiden. Das Adjektiv „natürlich“ ist entbehrlich, da es wirklich natürliche Gewässerbiotope in Deutschland kaum noch gibt. Nicht notwendig wäre auch die Nennung von Altarmen, da sie bereits von der Formulierung „fließende und stehende Binnengewässer“ abgedeckt sind.

Die Biotoptypisierung muss also naturnahe Gewässertypen definieren, wobei es darauf ankommt, möglichst eindeutige Kriterien für die Eigenschaft „naturnah“ vorzugeben. Weiterhin müssen naturnahe Biotoptypen der Ufer und der Verlandungsbereiche festgelegt werden. Das erübrigt sich aber weitgehend, da die in Betracht kommenden Typen fast vollständig

Tab. 41: Geschützte Biotoptypen nach § 30 BNatSchG, Neufassung vom 29.07.2009

Überschneidungen der Typen: ohne Klammern = starke Überschneidung, in Klammern = geringfügige Überschneidung

Obergruppen	Geschützte Biotoptypen nach § 30 BNatSchG, Entwurf 2009 (in Klammern: Nummern der Auflistung in § 30 Abs. 2)	Überschneidungen der Typen
Gewässer des Binnenlandes	1. natürliche oder naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungsbereiche, Altarme und regelmäßig überschwemmten Bereiche (Nr. 1)	2, 3, (4), 5, 8, (12), 14
	2. Quellbereiche (Nr. 2)	1, 3, (4), (5), 15
Moore, Sümpfe	3. Moore, Sümpfe, Röhrichte, Großseggenrieder (Nr. 2)	1, 2, 4, 5, 10, 14, 22, 23, 24
	4. Binnenlandsalzstellen (Nr. 2)	(4), (2), 3, (5)
Grünland	5. seggen- und binsenreiche Nasswiesen (Nr. 2)	1, (2), 3, (4), (11)
Gesteinsbiotope	6. offene Binnendünen (Nr. 3)	10, 12
	7. offene natürliche Block-, Schutt- und Geröllhalden (Nr. 3)	
	8. offene Felsbildungen (Nr. 5)	(10), (12)
	9. Lehm- und Lösswände (Nr. 3)	1, 21, (12), (14)
Heiden und Magerrasen	10. Zwergstrauch-, Ginster- und Wacholderheiden (Nr. 3)	3, 6, (8), (14), 22
	11. Borstgrasrasen (Nr. 3)	(5), (22)
	12. Trockenrasen (Nr. 3)	6, (1), (8), 22
	13. Schwermetallrasen (Nr. 3)	
Wälder	14. Wälder und Gebüsche trockenwarmer Standorte (Nr. 3)	10, 16, (21)
	15. Bruch-, Sumpf- und Auenwälder (Nr. 4)	1, 2, 3
	16. Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwälder (Nr. 4)	14
	17. subalpine Lärchen- und Lärchen-Arvenwälder (Nr. 4)	
alpine Biotope	18. alpine Rasen (Nr. 5)	19
	19. Schneetälchen (Nr. 5)	18
	20. Krummholzgebüsche (Nr. 5)	
Biotope des Meeres und der Küsten	21. Fels- und Steilküsten (Nr. 6)	(14)
	22. Küstendünen und Strandwälle (Nr. 6)	3, 10, 12
	23. Strandseen (Nr. 6)	3
	24. Boddengewässer mit Verlandungsbereichen (Nr. 6)	3
	25. Salzwiesen und Wattflächen im Küstenbereich (Nr. 6)	
	26. Seegrasswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände (Nr. 6)	24, 25
	27. Riffe (Nr. 6)	(25)
	28. Sublitorale Sandbänke (Nr. 6)	
	29. Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna (Nr. 6)	
	30. artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe im Meeres- und Küstenbereich (Nr. 6)	



gesondert als geschützte Biotoptypen aufgeführt sind. Die einzigen naturnahen Uferbiotoptypen, die nicht zu den ohnehin separat aufgeführten Typen gehören, sind Waldstreifen, Gehölze und Staudenfluren an relativ trockenen Ufern, die nicht den Mooren, Sümpfen und Auwäldern zugerechnet werden können, z. B. Buchenbestände entlang eines kleinen Waldbachs, der innerhalb eines Buchenwaldes verläuft oder ein Schlehengebüsch am Hochufer eines Flusses. Bei der Ufervegetation ist somit keine 1 : 1-Beziehung zwischen geschützten und nicht geschützten Biotoptypen möglich, da einige Biotoptypen, die an nicht vermoorten bzw. nicht sumpfigen Ufern wachsen, auch abseits von Gewässern auftreten und dann nicht geschützt sind (z. B. die beispielhaft genannten Schlehengebüsch und Buchenwälder). Allerdings geht es dabei nur um mehr oder weniger schmale (in der Kartendarstellung kaum sichtbare) Streifen und nicht um flächige Ausprägungen dieser Biotoptypen, so dass eine gesonderte Typisierung derartiger Uferbereiche nicht unbedingt erforderlich ist.

Ein besonderes Problem stellen die „regelmäßig überschwemmten Bereiche“ dar. Zunächst bedarf es der Klärung, ob sich die Adjektive „natürlich und naturnah“ auch auf diese beziehen (das geht aus der Formulierung nicht eindeutig hervor). Als naturnahe Überschwemmungsbereiche, die nicht unter die Moore und Sümpfe fallen, können im engeren Sinne nur Auwälder bezeichnet werden, die ebenfalls gesondert aufgeführt sind. Legt man naturnah (ähnlich wie „natürlich“ in der FFH-Richtlinie) weiter aus und bezieht halbnatürliche Biotope mit ein (so auch RIECKEN 2002), so erweitert sich der Katalog der geschützten Biotoptypen um Extensivgrünland der Auen. Neben den gesondert aufgeführten seggen- und binsenreichen Nasswiesen sowie Trockenrasen, die ebenfalls in Auen liegen können, kommen zahlreiche weitere Grünlandtypen in Betracht (Feuchtgrünland i. w. S. wie z. B. Flutrasen, diverse autotypische Ausprägungen des mesophilen Grünlands). Einzubeziehen sind auch die zugehörigen Brachestadien sowie standortgemäße Gebüsche und Feldgehölze. Dagegen wären naturferne Teilflächen von Auen wie Ackerflächen, Gärten, Sportplätze oder Straßen auszunehmen. Somit ergibt sich auch in Auen keine 1:1-Beziehung zu geschützten Biotopen, da sich einige der in Auen vorkommenden Biotoptypen kaum von Vorkommen außerhalb von Auen unterscheiden (z. B. artenreiches mesophiles Grünland der *Arrhenatheretalia*).

Um dennoch eine eindeutige Kennzeichnung zu erreichen, müssen die Kartierschlüssel einen Zusatzcode für den Standorttyp „regelmäßig überschwemmter Bereich (Aue)“ vorsehen. Dabei ist zu bedenken, dass die Kartierer bei einer einmaligen Begehung vielfach nicht beurteilen können, ob eine Fläche (noch) regelmäßig überschwemmt wird. Es bedarf somit zusätzlich der Auswertung hydrologischer Daten bzw. der Vorgabe von Überschwemmungsbereichen durch die zuständigen Behörden. Im Hinblick auf eine einheitliche Auslegung muss die Verwaltung vorgeben, welche Hochwasserlinie die Eigenschaft der regelmäßigen Überschwemmung erfüllt (z. B. 10-jähriges oder 100-jähriges Hochwasser). In den offiziellen Definitionen der nach § 30 BNatSchG (Fassung von 2002) geschützten Biotope (aufgeführt bei RIECKEN 2002)<sup>17)</sup> ist dazu kein Hinweis enthalten.

Außerdem ergibt sich ein weiteres Problem: Nach der Formulierung sind nur Auen naturnaher Gewässer eindeutig geschützt. Das bedeutet, wenn man dies eng auslegt, dass identische Ausprägungen von Auenbiotopen teils geschützt (entlang eines naturnahen Flussabschnitts) und teils nicht geschützt sind (entlang eines ausgebauten Flussabschnitts). Hier wäre anzustreben, dass im weiteren Sinne naturnahe Auenbiotope auch unabhängig von der Naturnähe des jeweiligen Fließgewässerabschnitts unter den gesetzlichen Biotopschutz fallen, damit der Schutzstatus aufgrund der Ausprägung der einzelnen Biotopfläche beurteilt werden kann. Dann wäre z. B. eine artenreiche Grünlandfläche auf Auenboden in einem Überschwemmungsbereich immer geschützt. Dies wäre besonders in Ländern von Vorteil, in denen (wie in Niedersachsen) die Erfassung der gesetzlich geschützten Biotope Aufgabe der unteren Naturschutzbehörden ist. Liegt der Fluss in einem anderen Landkreis als ein zu kartierender Teilbereich seiner Aue, so könnte die für diesen Teilbereich zuständige Verwaltung über dessen Schutzstatus andernfalls nicht alleine entscheiden.

Auch der Begriff der Verlandungsbereiche stehender Gewässer bedarf einer praktikablen Definition, auch wenn diese bei der geforderten naturnahen Ausprägung i. d. R. auch für sich betrachtet zu den geschützten Biotoptypen gehören (Röhrichte, Sümpfe, Moore u. a.). Nach den o. g. Definitionen (s. RIECKEN 2002: 401) reichen die Verlandungszonen landeinwärts so weit, „wie grundwassernahe Bodenbildungen vorliegen.“ Diese Auslegung ist nicht zweckmäßig bzw. sogar falsch. Im Tiefland schließen sich an den eigentlichen Verlandungsbereich eines Sees oder Weihers (z. B. Wasserfläche mit Röhrichten und angrenzendes Verlandungsmoor) vielfach ausgedehnte Niederungen mit Gley- und Moorböden an, die zwar grundwassernah sind, aber nicht als Verlandungsbereiche eines Gewässers zu betrachten sind.

**Quellbereiche** müssten wie die Altarme nicht gesondert aufgeführt werden, weil Quellen ebenfalls zu den „fließenden und stehenden Binnengewässern“ gehören. Sofern Quellbereiche flächig ausgeprägt sind, fallen sie i. d. R. gleichzeitig unter die Typen der Moore, Sümpfe, Sumpf- und Bruchwälder. Sie können aber auch in Nasswiesen liegen oder in seltenen Fällen (Salzquellen) Teil von Binnenlandsalzstellen sein. Der Begriff „Quellbereich“ ist ein Standorttyp, der einer Zuordnung von Vegetationstypen bedarf, um die Biotoptypen von Quellbereichen definierten zu können (die über das Quellgewässer im engeren Sinne hinausgehen).

Es fällt auf, dass hier – anders als bei den Binnengewässern der Nr. 1 (s. Tab. 41) – die Adjektive „natürlich und naturnah“ fehlen. Nach der Definition sind aber nur naturnahe Quellen gemeint. Es wäre zweckmäßig, den Zusatz „naturnah“ im Gesetz bei allen Biotoptypen zu verwenden, bei denen eine naturnahe Ausprägung (die dann zu definieren ist) Bedingung für den gesetzlichen Schutz ist.

**Moore und Sümpfe** sind Standorttypen, die die danach aufgeführten **Röhrichte und Großseggenriede**

<sup>17)</sup> Diese Definitionen entsprechen weitgehend dem Anh. 2 zur Begründung des Regierungsentwurfs für die Neuregelung des BNatSchG vom 21.05.2001 (RIECKEN 2002).

vollständig abdecken und sich mit weiteren Typen überschneiden (z. B. Bruchwälder). Daher ist es verwunderlich, dass die Großseggenriede gegenüber der bisherigen Fassung von § 30 BNatSchG neu aufgenommen wurden. Es stellt sich zudem die Frage, warum gerade die Großseggenriede und nicht auch andere Vegetationstypen (z. B. Kleinseggenriede, Weiden- und Gagelgebüsche) der waldfreien Moore und Sümpfe gesondert genannt werden. Da wie bei den Quellbereichen keine qualitative Kennzeichnung erfolgt, bedarf es der Erläuterung, durch welche Vegetationstypen die geschützten Moor- und Sumpfbiotopetypen gekennzeichnet sind (vgl. Definition im Anh. von RIECKEN 2002).

**Binnenlandsalzstellen:** Wie die Quellbereiche werden auch die Binnensalzstellen in der Definition auf naturnahe Ausprägungen begrenzt. Diese können meist im weiteren Sinne als „Sümpfe“ bezeichnet werden und gehören daher z. B. in Niedersachsen wie die Großseggenriede zu dieser Kategorie der geschützten Biotoptypen (vgl. v. DRACHENFELS 2004). Ob oder unter welchen Voraussetzungen auch sekundäre Ausprägungen von Salzbiotopen (insbesondere an Kalihalden) einbezogen sind, bedarf der Festlegung. Überschneidungen gibt es mit geschützten Gewässerbiotopen (naturnahe Salzwassertümpel oder -quellen) und mit (Brack-)Röhrichten. Außerdem können als Grünland genutzte Salzbiotopetypen gleichzeitig seggen- oder binsenreiche Nasswiesen darstellen.

„**Seggen- und binsenreiche Nasswiesen**“ ist eine pragmatische Bezeichnung von Biotoptypen des Grünlands nasser Standorte, die durch zahlreiches Vorkommen von Seggen (*Carex*) und/oder Binsen (*Juncus*) gekennzeichnet sind. Im Hinblick auf ihre umgangssprachliche Bezeichnung und ihr ähnliches Aussehen werden (zumindest in Niedersachsen) auch die „Simsen“ und „Sumpfbinsen“ (*Scirpus*, *Eleocharis*) als Kennarten einbezogen. Während die Gewässer, Moore und Sümpfe umfassend geschützt sind, erfolgt beim Grünland eine starke Eingrenzung auf bestimmte Ausprägungen nasser Standorte (sofern es nicht in Auen naturnaher Gewässer liegt, s. Nr. 1 in Tab. 41). Da die betreffenden Pflanzengesellschaften (*Molinietalia*, Flutrasen) aber auch seggen- und binsenarme Ausprägungen aufweisen, müssen sie auf mindestens zwei verschiedene Biotoptypen aufgeteilt werden, oder es bedarf eines Zusatzcodes für die Eigenschaft „seggen-/binsenreich“. Da nicht alle Binsen- und Seggenarten Kennarten von Nasswiesen sind, müssen weitere Kennarten benannt werden, um Nasswiesen von anderen Grünlandtypen zu unterscheiden. Dafür bieten sich Arten an, denen Feuchtezahlen von 7–9 (nach ELLENBERG et al. 1991) zugewiesen wurden.

Wie in Tab. 41 aufgeführt, überschneiden sich die Nasswiesen mit den Standorttypen der Auen, Moore und Sümpfe, selten auch der Binnensalzstellen. Außerdem gibt es seggen- und binsenreiche Ausprägungen feuchter Borstgrasrasen, die fließende Übergänge zu mageren Nasswiesen aufweisen.

„**Offene Binnendünen**“ können vegetationslos sein (wenn es im Binnenland noch Wanderdünen gäbe, sekundär auch durch Trittbelastung). In der Regel sind sie bei typischer Ausprägung – wenn man „offen“ mit „unbewaldet“ übersetzt – vollständig oder teilweise

von Trockenrasen oder Zwergstrauchheiden bewachsen, die ohnehin gesondert aufgeführt sind. Die separate Auflistung der Binnendünen erfordert eine besondere Beachtung des Dünenreliefs bei dem Schutz der betreffenden Biotopetypen. Damit Sandtrockenrasen und Heiden auf Binnendünen eindeutig gekennzeichnet sind, müssen sie entweder eigene Biotoptypen bilden (vgl. dazu 6.3.3), oder es bedarf – wie bei den o.g. Überschwemmungsbereichen – eines Zusatzcodes für den Binnendünenstandort.

Auch bei den „**natürlichen Block-, Schutt- und Geröllhalden**“ wird das Adjektiv „**offen**“ verwendet, wobei aber – anders als bei den Binnendünen – die Wälder dieser Standorte gesondert geschützt sind (s.u.). Wenn man davon absieht, dass in Randbereichen der Halden auch Trockenrasen oder Zwergstrauchheiden auftreten können, überschneiden sich diese Typen nicht mit anderen dieses Paragraphen. Einer Definition und Berücksichtigung bei der Typisierung bedarf die Eigenschaft „natürlich“ (enge Auslegung im Sinne von „natürlich entstanden“ oder Einbeziehung naturnah entwickelter Sekundärvorkommen, z. B. in alten Steinbrüchen?). Nach den oben zitierten Definitionen sind nur natürlich entstandene Ausprägungen einbezogen.

Die „**offenen Felsbildungen**“ werden im Zusammenhang mit alpinen Biotopen (Nr. 5 im Gesetz) genannt und in den o. g. Definitionen auch auf Vorkommen in der alpinen Stufe beschränkt. Allerdings sind die Felsbiotopetypen von RIECKEN et al. (2006) insgesamt als nach § 30 BNatSchG geschützt gekennzeichnet.

Wenn sich der Schutz auch auf Felsen tieferer Lagen bezieht (wie z. B. in § 28a NNatG), so ergeben sich hier nur geringfügige Überschneidungen mit Trockenrasen und Zwergstrauchheiden, die Felsköpfe und -bänder bewachsen können. Der Felsen an sich ist aber als eigenständiger Biotoptyp aufzufassen. Die Eigenschaft „offen“ ist in diesem Fall allerdings nicht ohne typologische Probleme. Die Felsen der Mittelgebirge liegen von Natur aus in Wäldern. Hohe Felsen ragen über die Baumkronen hinaus, so dass ihre Köpfe eindeutig „offen“ sind, ihre Wände und Füße aber nicht oder nur teilweise. Kleinere Felsen werden vollständig von Bäumen beschattet, sind aber nicht vollständig von ihnen bewachsen. Es bedarf daher der Festlegung, ob sie ebenfalls als „offen“ zu betrachten sind (weil das Gestein offen zu Tage tritt, also nicht von Boden bedeckt ist). Da Felsbiotopetypen von RIECKEN et al. (2006) als vollständig geschützt eingestuft sind, muss wohl von der weiteren Auslegung ausgegangen werden. Zweckmäßiger wäre es, wenn das Adjektiv „offen“ durch „natürlich“ ersetzt werden würde (wie in § 28a NNatG).

**Lehm- und Lösswände** sind Standorttypen, die in mehrfacher Hinsicht der Definition bedürfen, um die zugehörigen Biotoptypen einheitlich beurteilen zu können. Im Folgenden werden die zu klärenden Fragen und die entsprechenden Aussagen der offiziellen Definition (s. RIECKEN 2002: 402) aufgeführt und kommentiert:

- Was sind Wände? (Mindesthöhe und -neigungswinkel): „mehr oder weniger stark geneigte Steilwände und Böschungen“. Diese Definition ist völlig unzureichend.

- Vorgaben für die Ausprägung des Bewuchses (nur vegetationsfreie Wände?): „Weniger stark geneigte Abschnitte können mit höheren Pflanzen bewachsen sein“. Es sind also auch bewachsene Wände bzw. Böschungen einbezogen, wodurch sich Überschneidungen mit anderen geschützten Biotopen sowie Abgrenzungsprobleme ergeben. Diese weite Interpretation ist nicht zweckmäßig, da sich so ein unscharf definierter Biotopkomplex ergibt.
- Schutz unabhängig von der Entstehung? (z. B. Einbeziehung von Wänden in ehemaligen oder in Betrieb befindlichen Lehmgruben): Anthropogene Ausprägungen sind einbezogen. Es fehlt aber ein Hinweis, wie mit Wänden in bestehenden Abbaugebieten zu verfahren ist.
- Was ist in diesem Zusammenhang Lehm? (Abgrenzung zu Sand mit Lehmantteilen). Notwendig ist auch eine Vorgabe zur Einstufung von Wänden mit verschiedenen Horizonten (z. B. eine Schicht von 50 cm Lehm über 2 m Sand). Die o.g. Definition macht dazu keine Aussage.

Die in den Fragen angesprochenen Kriterien müssen bei der Typisierung von Lehm- und Lösswänden berücksichtigt werden. Im Hinblick auf die letzte Frage wäre es von Vorteil, auch Sandwände in den Schutz einzubeziehen, zumal diese eine ähnliche Habitatfunktion haben. Überschneidungen mit anderen geschützten Biotoptypen ergeben sich insbesondere bei Uferabbrüchen an naturnahen Gewässern sowie bei Steilküsten (Kliffs aus lehmigen Sedimenten).

**Zwergstrauch-, Ginster- und Wacholderheiden:** Die Zwergstrauchheiden beinhalten per Definition auch Moorheiden, die gleichzeitig unter die Begriffe „Moore, Sümpfe“ fallen. Außerdem gibt es – wie bei den (Sand-)Trockenrasen – erhebliche Überschneidungen mit offenen Binnen- und Küstendünen. Ginsterheiden fallen teils unter die Zwergstrauchheiden (Heiden mit kleinwüchsigen Ginsterarten wie z. B. *Genista anglica*), teils sind sie Vegetationskomplexe aus Zwergstrauchheiden und Besenginstergebüsch. Hier muss definiert werden, ob auch reine Gebüschformationen (vgl. *Ulici-Sarothamnion*, RENNWALD 2000) einbezogen sind, bzw. wie die Grenze zwischen Heide- und Gebüschbiotopen zu ziehen ist. Entsprechendes gilt für Wacholderheiden. Auch Wacholder (*Juniperus communis*) können als einzelne Sträucher bzw. lockere Gruppen in Zwergstrauchheiden eingestreut sein oder aber – in fortgeschrittenen Sukzessionsstadien – mehr oder weniger dichte Gebüsch (meist in Mischung mit anderen Gehölzarten) bilden. Zu beachten ist außerdem, dass in Süddeutschland Kalkmagerrasen mit eingestreuten Wacholdern als Wacholderheiden bezeichnet werden. Diese sind aber in der gesetzlichen Definition der Heiden nicht enthalten, sondern werden bei den Trockenrasen erwähnt (RIECKEN 2002: 402 f.).

**Borstgrasrasen** sind – wie bereits mehrfach angesprochen – Pflanzengesellschaften, die in Biotopkartieranleitungen einer praxisgerechten Definition bedürfen. Es hat sich in Niedersachsen bewährt, Borstgrasrasen, Trockenrasen und Schwermetallrasen in § 28a NNatG unter dem Oberbegriff „Magerrasen“ zusammenzufassen, da so auch schwer genauer zuzuordnende Übergangsformen auf jeden Fall abgedeckt sind und pflanzensoziologische Probleme vermieden werden.

Der weit gefasste Typ „**Trockenrasen**“ muss erläutert werden, damit deutlich wird, welche Pflanzengesellschaften und enger gefassten Biotoptypen dazugehören (z. B. auch **Halbtrockenrasen**). Nach der Definition sind alle Trocken- und Halbtrockenrasen der Klassen *Sedo-Scleranthetea* und *Festuco-Brometea* eingeschlossen (ebd.: 403). Demgemäß sollten die gesetzlich geschützten Trockenrasen auch in verschiedene standortbezogene Biotoptypen untergliedert werden. Der Oberbegriff „Magerrasen“ bietet auch hier Vorteile (s.o.).

Bei den **Schwermetallrasen** können Übergänge zu anderen Magerrasen Zuordnungsprobleme verursachen. Wie unter 6.4.2 angesprochen wurde, muss bei diesem Biotoptyp festgelegt werden, ob alle Rasen auf Schwermetallstandorten einbezogen sind, oder nur solche mit Vorkommen bestimmter Arten. In der Definition (ebd.: 403) wird auf die Klasse *Violetea calaminariae* verwiesen, was das Vorkommen einschlägiger Kennarten erfordert. Entgegen den Ausführungen der Definition können diese aber lokal auch auf alten Halden fehlen (nicht nur auf jüngeren Bergbahnhalden, s. 6.4.2).

**„Wälder und Gebüsch trockenwarmer Standorte“** müssen in zweierlei Hinsicht definiert werden:

- Was sind trockenwarme Standorte bzw. anhand welcher Indikatoren können diese erkannt werden? Als Indikatoren sind v. a. thermophile Pflanzenarten geeignet. Man kann aber auch nach geomorphologischen Kriterien alle Wälder und Gebüsch an sonnenexponierten Steilhängen einbeziehen, auch wenn sie (besonders auf bodensauren Standorten) im Einzelfall keine kennzeichnenden Pflanzenarten aufweisen. Die Wirbellosenfauna, die ebenfalls Indikatorarten aufweisen könnte, wird bei Biotopkartierungen ja i. d. R. nicht untersucht.
- Sind alle Wälder und Gebüsch einbezogen oder nur solche aus standortgemäßen bzw. indigenen Arten? Die Definition ist auf naturnahe und halbnatürliche Ausprägungen begrenzt. Daher wären z. B. Schwarzkiefernforste auf trockenwarmen Standorten ausgenommen.

Die Biotoptypen der Wälder und Gebüsch müssen in Kartierschlüsseln jedenfalls so klassifiziert werden, dass Ausprägungen auf trockenwarmen Standorten eigene Typen bilden. Dabei müssen auch die schlechter gekennzeichneten Ausprägungen bodensaurer Standorte beachtet werden, die ebenfalls in der Definition erwähnt werden („*Quercion robori-petraeae* p.p.“). Überschneidungen ergeben sich mit Wacholderheiden wärmebegünstigter Standorte und mit Hangschuttwäldern, sehr lokal außerdem mit Steilküsten (z. B. thermophile Buchenwälder am Kreidekliff auf Rügen).

**Bruch- und Sumpfwälder** können als Teilmenge der Moore und Sümpfe aufgefasst werden. Wichtig sind die typologische Trennung von Ausprägungen entwässert und intakter Moore bzw. Sümpfe sowie die Entscheidung, welche noch zu den geschützten Bruch- und Sumpfwäldern gehören.

Die **Au(en)wälder** sind – wie angesprochen – gleichzeitig Überschwemmungsbereiche von Gewässern. Ihre gesonderte Auflistung hat den Vorteil, dass sie in

jedem Fall unabhängig von der Naturnähe der zugehörigen Fließgewässer geschützt sind (s.o.). Die Naturnähe ihrer Baumartenzusammensetzung ist aber ebenso relevant wie die Festlegung, ob auch Vorkommen der betreffenden Waldgesellschaften auf nicht mehr überfluteten (ehemaligen) Auenböden einzubeziehen sind.

Bemerkenswert ist, dass sowohl bei Bruch- und Sumpfwäldern als auch bei den Auwäldern die Gebüsche der betreffenden Standorte in die Definitionen (ebd.: 403) einbezogen werden. Vor dem Hintergrund, dass die Gebüsche trockenwarmer Standorte gesondert aufgeführt sind, ist diese weite Auslegung fragwürdig. Gebüsche gehören nicht zur Vegetationsformation der Wälder, auch wenn sie pflanzensoziologisch teilweise zur selben Klasse oder Ordnung wie Waldgesellschaften gestellt werden.

Wie auch bei den beiden zuvor behandelten Gruppen von Waldtypen stehen auch bei den **Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwäldern** Standorteigenschaften im Vordergrund. Zu klären ist hier besonders, ob geomorphologische Kriterien zur Typisierung ausreichen, oder ob bestimmte Indikatorarten bzw. Pflanzengesellschaften vorkommen müssen. Vorkommen an sonnenexponierten Hängen tieferer Lagen sind gleichzeitig den Wäldern trockenwarmer Standorte zuzuordnen.

**Biotope des Meeres und der Küsten:** Besondere Kartierungsprobleme ergeben sich naturgemäß bei den marinen Biotoptypen. Dies gilt insbesondere für die „**Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna**“ die – anders als alle übrigen Einheiten – aufgrund ihrer Fauna typisiert werden. Nach der Definition dieser kryptischen Typbezeichnung in den Begründungen zum BNatSchG-Entwurf sind derartige Biotope durch das Vorkommen bestimmter grabender Krebsarten gekennzeichnet. Aber auch die „**artenreichen Kies-, Grobsand- und Schillgründe im Meeres- und Küstenbereich**“ sind trotz ihrer allgemeineren Bezeichnung durch die Ausprägung ihrer Fauna gekennzeichnet. Da sie vegetationslos oder -arm sind, kann die Eigenschaft „artenreich“ nur durch das Vorkommen von Tierarten definiert werden. Die Definition (s. RIECKEN 2002: 406) enthält aber nur eine allgemeine Aussage: „Typisch ist eine artenreiche tierische Besiedlung“. Es bleibt somit unklar, ob derartige Meeresgründe grundsätzlich als artenreich betrachtet werden, oder – falls nicht – anhand welcher Kriterien bzw. Indikatoren artenarme und artenreiche Ausprägungen zu unterscheiden sind. Nicht erläutert wird, warum im aktuellen Entwurf gegenüber der bisherigen Fassung von § 30 BNatSchG (artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillbereiche) nun die Bezeichnung „Gründe“ verwendet wird. Es lässt sich vermuten, dass so deutlich werden soll, dass nur Biotope des Meeresgrundes gemeint sind, und nicht z. B. Kiesstrände, die ja ebenfalls von der Bezeichnung „Kiesbereich der Küste“) abgedeckt wären.

Auf die übrigen Typen wird hier nicht näher eingegangen, weil sich dabei keine grundsätzlich anderen Fragen ergeben würden.

Wie bereits im Kapitel 5.5 angesprochen wurde, sind auch viele der nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptypen pragmatisch formulierte, weit gefasste Biotoptypen mit klarem Standortbezug. Andere

Einheiten sind aber nach ihrer Bezeichnung und/oder nach ihrer weit gefassten Definition Komplextypen mit vielfältigen Überschneidungen und unscharfer Abgrenzung. Die größte typologische Schwierigkeit ist die Festlegung und Erfassung von Biotoptypen der „regelmäßig überschwemmten Bereiche“ (s.o.), die in Niedersachsen aufgrund der seit 2005 ausstehenden umfassenden Novellierung des NNatG bisher nicht umgesetzt wurde (wie auch die Ergänzung weiterer Typen). Grundsätzlich sollten auch in gesetzlichen Biotopkatalogen die Grundregeln von Klassifikationen beachtet werden. Es ist nicht zweckmäßig, Standortkomplextypen wie Überschwemmungsbereiche und Verlandungsbereiche mit Biotop- und Vegetationstypen zu mischen, da dies zwangsläufig zu Zuordnungsproblemen führt. Stattdessen sollten z. B. diejenigen Biotoptypen von Überschwemmungs- und Verlandungsbereichen, denen der besondere Schutz tatsächlich gelten soll, vollständig gesondert aufgelistet werden. Ihr Schutz sollte nicht von der Naturnähe des dazugehörigen Gewässers abhängig gemacht werden, da diese Bedingung eindeutige Zuordnungen konkreter Biotope ausschließt.

Ein Detail ist die ungleichmäßige Verwendung der Adjektive „natürlich“ und „naturnah“, die teils in den Typbezeichnungen, teils nur in den Definitionen enthalten sind. Hier wäre eine einheitliche Lösung von Vorteil.

Die offiziellen Definitionen der Typen von § 30 BNatSchG lassen viele Fragen offen und schaffen teilweise durch weite Interpretationen sogar zusätzliche Probleme. Insgesamt ist festzustellen, dass sich die eingangs formulierte Zielsetzung (eindeutige Zuordnung von Biotoptypen in Kartierschlüsseln) aufgrund der bundesgesetzlichen Vorgaben nur schwer und unvollkommen umsetzen lässt.

#### 6.4.8 DeCOVER und CLC – Landbedeckungs- und Nutzungstypen für die Interpretation von Fernerkundungsdaten

Neben den Klassifikationen von Biotoptypen ist zur Vervollständigung des Bildes ein aktueller Ansatz zur Klassifikation von Satellitenbildern von Interesse. Es handelt sich um das deutsche Forschungs- und Entwicklungsprojekt DeCOVER (DECOVER 2008), das u. a. auf dem europäischen Projekt CORINE Land Cover (CLC) aufbaut (vgl. 6.3.1). Die Interpretation von Fernerkundungsdaten ist seit vielen Jahren Gegenstand von Forschungsprojekten und auch konkreten Anwendungen in der Praxis. Es muss an dieser Stelle nicht diskutiert werden, dass derartige Methoden terrestrische Biotopkartierungen nicht ersetzen, sondern nur unterstützen und ergänzen können (vgl. 6.4.3 und 7.1.4.2). Da Biotopkartierungen aber auf einer flächendeckenden Interpretation von Satelliten- oder Luftbildern aufbauen könnten und künftig wahrscheinlich zunehmend werden, ist es notwendig, sich mit den Typen bzw. Objektarten dabei verwendeter Klassifikationen zu befassen. Die in 6.4.3 vorgestellte Kartieranleitung ist eher eine Mischung zwischen Fernerkundung und konventioneller Kartierung.

Auf europäischer Ebene ist bisher insbesondere CORINE Land Cover (CLC 2000) von Bedeutung, dessen Daten auch der niedersächsischen Landesverwaltung

Tab. 42: Gegenüberstellung der Klassifikationen von CORINE Land Cover 2000 und DeCOVER 2008

CLC2000-Klassen	DeCOVER-Objektarten (2008)		
	Level 3	Level 2	Level 1
Flächen durchgängig städtischer Prägung	Siedlungsbereich starker Überprägung	Siedlungsbereich	Bebaute Bereiche
Flächen nicht-durchgängig städtischer Prägung	Siedlungsbereich mittlerer Überprägung		
	Siedlungsbereich geringer Überprägung		
Städtische Grünflächen	Siedlungsbereich mit wenig Überprägung		
	Städtische Grünflächen		
Sport- und Freizeitanlagen	Sport- und Freizeitanlagen		
Industrie- und Gewerbeflächen	Dichte Industrie-/ Gewerbeflächen unter Nutzung	Industrie- und Gewerbeflächen	
	Lockere Industrie-/ Gewerbeflächen unter Nutzung		
	Industriebrachen, Militärbrachen		
Straßen und Eisenbahn	Straßen- und Eisenbahnnetze, funktionale Flächen	Verkehr	
Hafengebiete	Hafengebiete		
Flughäfen	Flughäfen		
Nicht bewässertes Ackerland	Ackerbau	Landwirtschaft	Vegetationsflächen
Weinbauflächen	Weinbau		
Obst- und Beerenobstbestände	Obstbestand		
	Hopfenbau		
	Sonstige Dauerkulturen		
Wiesen und Weiden	Wirtschaftsgrünland		
Komplexe Parzellenstrukturen	Komplexe landwirtschaftl. Strukturen	Komplexe landwirtschaftl. Strukturen	
Landwirtschaft mit natürlicher Bodenbedeckung			
Laubwald	Laubwald	Wald	
Nadelwald	Nadelwald		
Mischwald	Mischwald		
	Unbestockte Waldfläche		
Natürliches Grasland	Kraut- und Staudenvegetation	Naturnahe Vegetation	
Heiden und Moorheiden	Strauchvegetation, Wald-Strauch-Übergangsstadien, Gehölzstrukturen		
Wald-Strauch-Übergangsstadien			
Sümpfe	Vegetation auf Feuchtflächen im Binnenland		
Torfmoore			
Salzwiesen	Vegetation mit Gezeiteneinfluss		
Abbauflächen	Abbauflächen	Anthropogen vegetationsfreie /-arme Fläche	Vegetationsfreie /-arme Fläche
Deponien und Abraumhalden	Deponien, Abraumhalden		
Baustellen	Baustellen		
Strände, Dünen und Sandflächen	Strände, Dünen, Sandflächen	Natürlich vegetationsfreie /-arme Fläche	
Felsflächen ohne Vegetation	Felsflächen ohne / mit wenig Vegetation		
Flächen mit spärlicher Vegetation	Sonst. natürlich vegetationsfreie Fläche		
Brandflächen			
Gletscher und Dauerschneegebiete	Gletscher/ Dauerschneegebiet		
In der Gezeitenzone liegende Flächen	Watt		
Gewässerläufe	Gewässerläufe	Wasser im Binnenland	Gewässer
Wasserflächen	Gewässerflächen		
Mündungsgebiet	Gewässer mit Gezeiteneinfluss	Wasser mit Gezeiteneinfluss	
Meere und Ozeane	Meer	Meer	
Lagunen			

zur Verfügung stehen. Im Zusammenhang mit neuen Vorhaben zum Austausch von Geodaten auf europäischer Ebene (insbesondere für die Umsetzung der INSPIRE-Richtlinie der EU) wird an verbesserten Methoden gearbeitet. Eines dieser Projekte ist DeCOVER, das 2008 seinen Abschlussbericht vorgelegt hat. Während CLC auf Satellitenbildern im M. 1: 100.000 beruht, ist DeCOVER auf den M. 1: 25.000 ausgerichtet. In Tab. 42 werden die Objektarten dieser Klassifikation mit CLC 2000 verglichen.

Die tabellarische Gegenüberstellung ist vereinfacht. Auf die Darstellung diverser Überschneidungen der Typen wird verzichtet, weil hier nur ihre Klassifikation und Benennung in Relation zu den Möglichkeiten der Luftbildinterpretation betrachtet werden sollen.

Beim Vergleich der Typen bzw. Objektarten fällt auf, dass nur Level 1 von DeCOVER objektiv aus Fernerkundungsdaten ableitbar ist. Die Typen von Level 2 und 3 sowie CLC bedürfen teilweise weitergehender Interpretationen. Aufgrund der Vermischung von Nutzungs- und Landbedeckungstypen ergeben sich inhaltliche Unschärfen, die heterogene Ergebnisse vorprogrammieren. So steht eine nutzungsbezogene Einheit wie „Industrie- und Militärbrachen“ neben einem Typ wie „Kraut- und Staudenvegetation“, der deren Vegetation kennzeichnen könnte. Eine Fläche mit extensiv genutztem Feuchtgrünland kann je nach Interpretation der sehr knappen Definitionen der Typen als „Wirtschaftsgrünland“, „Kraut- und Staudenvegetation“ oder „Vegetation auf Feuchtflächen im Binnenland“ eingestuft werden.

Weiterhin fällt auf, dass die Bezeichnungen der Typen oft sehr ungenau und ohne Definition nicht zu beurteilen sind. So steht die Kategorie „Naturnahe Vegetation“ neben „Wald“. Da viele Wälder (relativ) naturnah sind und die Naturnähe der Vegetation nur bedingt in Satellitenbildern zu beurteilen ist, wäre eine andere Bezeichnung angebracht, z. B. „Waldfreie Vegetation ohne intensive landwirtschaftliche Nutzung“ (gemeint sind ungenutzte Flächen, aber auch extensiv landwirtschaftlich genutzte Magerrasen). Die Kategorien „Komplexe landwirtschaftliche Strukturen“ bzw. „Komplexe Parzellenstrukturen“ beinhalten diverse Komplexe aus Flächen mit landwirtschaftlicher und sonstiger Nutzung. Die Problematik derartiger Komplextypen wurde bereits mehrfach angesprochen.

Einige Stichproben der Daten von CLC verdeutlichen die Probleme derartiger Auswertungen von Satellitenbildern, bei denen große Gebiete ohne Geländeuntersuchungen in einem relativ groben Maßstab klassifiziert werden. So sind z. B. naturnahe Laubwälder im Stadtgebiet von Hannover wie die Eilenriede als „städtische Grünfläche“ eingestuft, weil in diesem Fall offenbar nicht die Vegetationsstruktur, sondern die Lage innerhalb eines Siedlungsbereichs maßgeblich für die Klassifikation ist.

Hochmoore (geprüft bei: Totes Moor am Steinhuder Meer sowie Altwarmbüchener Moor, Helstorfer Moor, Otternhagener Moor und Bissendorfer Moor bei Hannover) werden folgenden Typen zugeordnet:

- Torfmoor: größere waldfreie Kernbereiche, auch Abtorfungsflächen
- Nadelwald, Mischwald, Laubwald: Moorwälder mit unterschiedlichem Kiefernanteil, einschließlich kleiner offener Moorflächen. Die Abgrenzungen dieser Typen sind bei Überprüfung in einem detailscharfen Luftbild überwiegend nicht nachvollziehbar und teilweise eindeutig falsch.
- Wald-Strauch-Übergangsstadium: Moorbereiche mit Wechsel von waldfreien ehemaligen Torfstichen und Moorwald.

Grünlandflächen wurden im Bereich von Hannover je nach Lage und Größe als „Wiesen und Weiden“, „Komplexe Parzellenstrukturen“, „Landwirtschaft mit natürlicher Bodenbedeckung“ oder „städtische Grünflächen“ eingestuft.

Insgesamt erweist sich CLC 2000 im Vergleich zu topographischen Karten als in jeder Hinsicht ungenauer und fehlerhafter. Eine Luftbildinterpretation ohne Eichungen und Überprüfungen im Gelände (oder nur wenigen Stichproben) kann nur dann zu verlässlichen Ergebnissen führen, wenn die Klassifikation ganz konsequent an der Bodenbedeckung, d. h. den Farben und Texturen der abgebildeten Erdoberfläche ausgerichtet ist. Die Bewertungen von Naturnähe oder bestimmten Vegetationstypen sind nicht zuverlässig möglich. Viele Nutzungen werden besser den topographischen Karten entnommen. Eine Satellitenbildinterpretation, die sich schon beim ersten Blick auf besser auflösende Luftbilder als fehlerhaft und ungenau erweist, ist keine Unterstützung für Biotopkartierungen. Es ist aber davon auszugehen, dass diese Entwicklung weiter voranschreitet. Aus Sicht von Naturschutz- und Landschaftsplanung ist anzustreben, dass die Klassifikationen von Fernerkundungsdaten zu objektiv zutreffenden Ergebnissen führen, was entweder die Beschränkung auf reine, halbautomatisch zuzuordnende Land-Cover-Typen oder die zusätzliche Auswertung weiterer Daten zur Flächennutzung und Standortqualität erfordert.

## 6.5 Biotoptypenlisten anderer Staaten

### 6.5.1 Österreich

Ein Überblick über den Stand der Biotopkartierung in Österreich bis 1994 findet sich bei WINKLER (1995). Demnach gab es damals eine Vielzahl methodisch unterschiedlicher Kartierungen auf Gemeinde- und Landesebene. Ab 1999 wurde im Zusammenhang mit der Erstellung einer Roten Liste gefährdeter Biotoptypen erstmals ein vollständiger Biotoptypenkatalog für Österreich erarbeitet (ESSL et al. 2004a). Das Klassifikationsprinzip wird so beschrieben: „Die Gliederung des hierarchisch aufgebauten Biotoptypenkatalogs basiert im Wesentlichen auf vegetationskundlichen Kriterien. Darüber hinaus finden auch geomorphologische, edaphische und limnologische Kriterien Eingang in die Gliederung. Die Biotoptypen müssen sich durch prägnante ökologische Faktoren voneinander unterscheiden – eine klare Namensgebung und eine eindeutige Beschreibung soll ihre Identifizierung gewährleisten“ (ebd.: 351).

Nach ESSL & EGGER (2008) werden insgesamt 488 Biotoptypen unterschieden, die elf Hauptgruppen zugeordnet sind:

Hauptgruppen der Biotoptypen	Zahl der Typen
1. Binnengewässer, Gewässervegetation	92
2. Moore, Sümpfe und Quellfluren	24
3. Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen	61
4. Hochgebirgsrasen, Pionier-, Polster- und Rasenfragmente, Schneeböden	15
5. Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfluren	26
6. Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume	18
7. Zwergstrauchheiden	12
8. Gehölze der Offenlandschaft, Gebüsche	48
9. Wälder, Forste, Vorwälder	93
10. Geomorphologisch geprägte Biotoptypen	45
11. Technische Biotoptypen, Siedlungsbiotoptypen	54

Aufgrund des verglichen mit Niedersachsen vollständig anderen naturräumlichen Charakters von Österreich beschränkt sich die Analyse dieser Klassifikation an dieser Stelle auf Punkte mit grundsätzlicher Bedeutung. Grundlage sind die vier Bände der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs (ESSL et al. 2002b, 2004b, 2008, TRAXLER et al. 2005).

#### 1. Hauptgruppe: Binnengewässer, Gewässervegetation

- Höhlengewässer und Grundwasser werden als gesonderte Biotoptypen aufgeführt.
- Quellen werden in die üblichen morphologischen Typen eingeteilt (z. B. Sturzquellen). Daneben stehen die Quellfluren der Hauptgruppe 2, die nach Kalkgehalt, Höhenstufe und Beschattung untergliedert ist. Diese Trennung der ohnehin sehr kleinflächigen Quellbereiche in Quellgewässer und Quellvegetation ist aus Sicht der Biotopkartierung nicht zweckmäßig und auch für Bewertungsfragen nicht erforderlich. Die Gliederung der Quellfluren erscheint teilweise etwas willkürlich, da Quellfluren mit mittlerer Basenversorgung nur für die Hochlagen angegeben werden und die Beschattung nur bei den basenarmen Quellen Gliederungskriterium ist.
- Die Fließgewässer werden nach der Abflussmenge in Bäche, Flüsse und Ströme gegliedert, die jeweils

nach der Form und Naturnähe ihres Laufs sowie nach der Höhenstufe weiter differenziert werden (z. B. „Gestreckter Hügellandbach“, „Mäandrierender Hügellandbach“, „Begradigter Hügellandbach“, „Gestauter Hügellandbach“). Außerdem werden verschiedene Sondertypen unterschieden (z. B. „Seeausfluss“, „Moorbach“, „Kalktuffbach“).

- Die Stillgewässer werden nach Größe und Tiefe in Seen sowie Weiher/Teiche unterteilt. Die weitere Differenzierung erfolgt nach Trophie, Höhenlage, Kalkgehalt und Naturnähe (z. B. „Dystropher naturnaher Teich und Weiher tieferer Lagen“). Die Art der Entstehung (natürlich, anthropogen) ist bei den naturnahen Ausprägungen kein Typisierungskriterium. Weitere Typen sind Tümpel (anders als bei RIECKEN et al. [2006] ohne Differenzierung nach Trophie), Altarme und salzhaltige Gewässer.
- Bei Fließ- und Stillgewässern werden Pionierfluren vegetationsarmer Ufer jeweils gesondert klassifiziert – unterteilt nach Körnung des Sediments und bei den Stillgewässern außerdem nach Nährstoffversorgung (z. B. „Nährstoffreiches Schlammufer der Stillgewässer mit Pioniervegetation“).
- Auch die Gewässervegetation der Fließ- und Stillgewässer wird gesondert klassifiziert (z. B. „Schwimm-pflanzenvegetation meso- und eutropher Gewässer“, „Wasserhahnenfußvegetation in Fließgewässern“). Also stehen Vegetationstypen neben Biotoptypen, so dass das Biotoptypenkonzept durchbrochen wird. Die Vegetation ist jeweils als Teil des zu kartierenden und zu bewertenden Biototyps aufzufassen.

#### 2. Hauptgruppe: Moore, Sümpfe und Quellfluren

- Die Großseggenriede, Röhrichte und Kleinseggenriede werden relativ grob nach der Wuchsform der Großseggen (rasig, horstig) sowie Standorten typisiert. Eine Differenzierung nach dominanten Arten erfolgt (abgesehen von *Cladium*, vgl. LRT 7210 in Abschnitt 6.3.3) nicht. Daneben stehen die Typen der Übergangs- und Schwinggrasmoore (orientiert am LRT 7140, s. 6.3.3), die aber nicht eindeutig von den Seggenrieden getrennt sind.
- Die Hochmoore werden – parallel zu den LRT 7110, 7150 und 4010 bzw. 7120 (s. 6.3.3) – nur in drei Typen gegliedert: „Lebendes Hochmoor“, „Pioniervegetation auf Torf“, „Moorheide“.

#### 3. Hauptgruppe: Grünland, Grünlandbrachen, Trockenrasen

- Das Grünland (inkl. Trockenrasen) wird nach folgenden Kriterien typisiert: Wasserversorgung, Trophie, Höhenstufe (z. T.), Art der Nutzung (Wiese, Weide, Brache). Die Brachen bilden jeweils eine eigene Oberkategorie (z. B. „Grünlandbrachen feuchter bis nasser Standorte“). Zweckmäßiger wäre eine Zuordnung als Untertyp beim jeweiligen standortbezogenen Grünlandtyp – abgesehen von der grundsätzlichen Problematik der Abgrenzung von Grünlandbrachen (vgl. 6.4.2).
- Es wird weitgehend vermieden, Pflanzengesellschaften zur Benennung von Biotoptypen des Grünlands heranzuziehen (z. B. „Pannonische und illyrische Auenwiese“ und nicht „Brenndoldenwiese“, „Frische basenarme Magerweide der Tieflagen“ und nicht „beweideter Borstgrasrasen der Tieflagen“).

- Die Trockenrasen i. w. S. werden nach Standorten, die Halbtrockenrasen zusätzlich nach ihrer Nutzung (Mahd, Weide, Brache) differenziert. Die Haupttypen entsprechen dabei überwiegend pflanzensoziologischen Verbänden, werden aber konsequent als standortbezogene Biotoptypen benannt (z. B. „Karbonat-Felstrockenrasen“, „Silikat-Sandtrockenrasen“).

#### 4. Hauptgruppe: alpine Biotope (hier ausgeklammert)

#### 5. Hauptgruppe: Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfluren

- Die Äcker werden vorrangig nach Nutzungsintensität gegliedert und nur extensiv genutzte Äcker zusätzlich nach Standorttypen (z. B. „Acker auf trockenem, karbonatreichem Standort“). Für intensiv genutzte Äcker ist nur ein Typ für alle Standorte vorgesehen. Auch Ackerbrachen werden nur nach Artenvielfalt (artenarm/ artenreich), nicht nach Standorten typisiert. Dies hat den Nachteil, dass eine typusbezogene Bewertung des standortbedingten Entwicklungspotenzials nicht möglich ist.
- Der Strukturtyp „Ackerrain“ bildet eine eigene Gruppe von Typen, die nach Nährstoffversorgung und teilweise noch nach ihrer Vegetationsstruktur gegliedert werden (z. B. „staudenreicher Ackerrain“ als Untertyp der „nährstoffreichen Ackerraine“). Aus Sicht der Biotopkartierung ist festzustellen, dass Ackerraine aufgrund ihrer sehr schmalen Ausprägung in der Praxis kaum als eigene Flächen darstellbar sind und zudem keine eigenständigen Vegetationstypen aufweisen (v. a. Überschneidung mit Ruderalfluren), so dass die Ausscheidung eigener Biotoptypen fragwürdig ist.
- Die Ruderalfluren werden nach zwei Standorttypen (frisch/trocken) und ihrer Vegetationsstruktur (offen/geschlossen) untergliedert. Dies ergibt pragmatische Biotoptypen (z. B. „Ruderalflur trockener Standorte mit offener Pioniervegetation“). Ausprägungen der Dörfer sind jeweils eigene Subtypen. Diese können allerdings in den heutigen Siedlungen zu Kartierungsproblemen führen, wenn nicht genau vorgegeben wird, welche standörtlichen oder floristischen Indikatoren maßgeblich sind.

#### 6. Hauptgruppe: Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume

- Die Untergliederung erfolgt nach Strukturtypen (Hochstaudenfluren, Hochgrasfluren, Schlagfluren, Waldsäume) und Höhenstufen.
- Die Hochstaudenfluren tieferer Lagen werden nach dominanten Pflanzen gegliedert (z. B. „Mädesüßflur“, „Doldenblütlerflur“, „Neophytenflur“). Sie gehören nur dann in diese Gruppe, wenn es sich nicht um Ackerraine (s.o.) handelt. Die Unterscheidung von Ruderalfluren erscheint bei einzelnen Subtypen problematisch. Der Subtyp „Doldenblütlerflur“ hat keinen klaren Standortbezug, da Doldenblütler Standorte der meisten Trophie- und Feuchtestufen besiedeln. Mischbestände ohne Dominanzen sind schwer zuzuordnen.
- Schlagfluren werden nur nach Vegetationsstruktur, nicht nach Standorten typisiert (Grasdominanz/Stauden- und Farndominanz).
- Waldsäume werden dagegen relativ detailliert nach Standorten gegliedert (z. B. „Nährstoffarmer frischer bis feuchter Waldsaum über Silikat“).

#### 7. Hauptgruppe: Zwergstrauchheiden

- Diese Hauptgruppe umfasst eine große standörtliche Bandbreite von Zwergstrauchbeständen der planaren bis alpinen Stufe, auf Kalk und Silikat. Daran wird erneut deutlich, dass es diskussionsbedürftig ist, ob die Dominanz von Zwergsträuchern ein geeignetes Kriterium für Obergruppen von Biotoptypen ist. Während die durch bestimmte Nutzungsformen entstandenen Sandheiden des Tieflands relativ eigenständig erscheinen und auch sehr große Flächen einnehmen können, sind andere Ausprägungen stark mit Rasen verzahnt und kaum als eigene Biotoptypen zu kartieren (z. B. „Bestand der Silberwurz“). Dabei ist zu bedenken, dass auch die Pflanzengesellschaften der Trockenrasen sehr zwerg- bzw. halbstrauchreich ausgebildet sein können (u. a. mit *Helianthemum*, *Thymus*, *Teucrium chamaedrys*, *Chamaecytisus*), jedoch nie den Zwergstrauchheiden zugeordnet werden.
- Die Heiden basenarmer Standorte tieferer Lagen werden nach dominanten Artengruppen in zwei Subtypen geteilt (Besenheide, Heidelbeere/Ginsterarten). Die Ginsterheide wird dabei auf niedrigwüchsige Arten beschränkt, während Bestände aus höherwüchsigen Ginster (z. B. Besenginster) konsequent den Gebüschern zugeordnet werden.

#### 8. Hauptgruppe: Gehölze der Offenlandschaft, Gebüsche

- Die Gehölze werden an erster Stelle in Strukturtypen gegliedert: Hecken, Ufergehölzstreifen, Feldgehölze, Gebüsche, diverse Baumbestände, Waldmäntel.
- Bei den Ufergehölzstreifen ergeben sich Überschneidungen mit Auwaldtypen.
- Während die Parkrasen den Siedlungsbiotopen (11) zugeordnet sind, werden die Baumbestände der Grünflächen den Gehölzen der Offenlandschaft angeschlossen, was nicht konsequent erscheint.
- Die Feuchtgebüsche sind bis auf kleinflächige Gebüsche aus Faulbaum, Ohr- und Grauweide ebenso wie einige Pioniergebüsche („Vorwälder“) der Hauptgruppe 9 (Wälder) zugeordnet. Es gibt somit keine konsequente Unterscheidung zwischen Wäldern und Gebüschern nach ihrer Wuchsform.
- Die Gebüsche frischer Standorte werden nach dominanten Straucharten gegliedert (z. B. „Haselgebüsch“), wobei sich aber Lücken ergeben, für die zumindest ein weiterer Subtyp „Sonstige“ notwendig wäre (z. B. für mesophile Rosengebüsche). Die thermophilen Gebüsche werden dagegen in drei Standorttypen unterteilt (z. B. „Karbonat-Felstrockengebüsch“).
- Die Typen der Waldmäntel (z. B. „Strauchmantel frischer Standorte“) sind aus kartierungstechnischen Gründen problematisch (schmale Bestände nicht gesondert abgrenzbar, bei breiten Beständen Überschneidung mit Gebüschtypen).
- Der Nutzungstyp „Weidewald“ ist als Biotoptyp unzweckmäßig (vgl. 6.4.2).

#### 9. Hauptgruppe: Wälder, Forste, Vorwälder

- Wie bei Hauptgruppe 8 angesprochen, umfassen sowohl die Auwälder als auch die Bruchwälder jeweils Subtypen mit den standörtlich entsprechenden Gebüschern. Auch der Typ „Vorwälder“ beinhaltet diverse Gebüschgesellschaften (vgl. 6.4.2).



- Die Wälder werden – orientiert an Pflanzengesellschaften – an erster Stelle teils nach Standorten (z. B. Bruch- und Sumpfwälder), teils nach dominanten Baumarten gegliedert (z. B. Buchenwälder). Die weitere Differenzierung erfolgt wiederum teils nach dominanten Baumarten (z. B. „Birkenmoorwald“), teils nach Standorten (z. B. „Thermophiler Kalk-Buchenwald“).
- Stark forstwirtschaftlich geprägte Wälder werden als „Forste“ klassifiziert, die mit TÜXEN so definiert werden: „Bestände künstlich begründeter gebiets- und gesellschaftsfremder Holzarten [...]“ (vgl. 7.4.6). Zu den Forsten gehören auch Mischbestände mit einem Anteil gesellschaftsfremder Arten von > 30 %. Die Forste werden nach dominanten Baumarten gegliedert (z. B. „Lärchenforst“).

#### 10. Hauptgruppe: Geomorphologisch geprägte Biotoptypen

- Die Felsbiotope werden nach Gestein (Karbonat, Silikat, Serpentin), Höhenlage und dem Vorhandensein von Spaltenvegetation (im Hinblick auf die betr. FFH-Lebensraumtypen) differenziert. Sie werden als „Felswände“ bezeichnet (z. B. „Karbonatfelswand der tieferen Lagen mit Felsspaltenvegetation“), was für kleine Felsen oder einzelne Klippen in tieferen Lagen nicht so passend erscheint.
- Sekundäre Bestände in aufgelassenen Steinbrüchen werden jeweils einbezogen (keine eigenen [Sub-] Typen).
- Die Schutthalden werden nach Gestein, Höhenlage und Beweglichkeit unterteilt. Bei den Kalkschutthalden der tieferen Lagen werden frische und thermophile Subtypen unterschieden, während bei den Silikatschutthalden und bei den Blockhalden (ebenso wie bei den Felswänden) nicht nach Mikroklima bzw. Wasserversorgung untergliedert wird (z. B. „Frische, farnreiche Karbonatregschutthalde der tieferen Lagen“ „Silikatruschutthalde der tieferen Lagen“).

#### 11. Hauptgruppe: technische Biotoptypen, Siedlungsbioptypen

- Bei den Typen der genutzten Abbaubereiche (11.1) wird deutlich darauf hingewiesen, dass nur vegetationsarme oder -freie Teile zu 11.1 gehören. Die Abbauwände werden der Hauptgruppe 10 zugeordnet. So werden aus den Typbezeichnungen ableitbare Überschneidungen durch die Definitionen vermieden.
- Die Grünanlagen der Siedlungsbereiche werden nicht als nutzungsbezogene Komplextypen (z. B. Sportplatz), sondern getrennt nach ihren Hauptbestandteilen grob typisiert (z. B. „Sport-, Park- und Gartenrasen“, „Kleine, vegetationsfreie Freifläche“). Die Gehölzbestände gehören zu Hauptgruppe 8, s. o.. Lediglich Friedhöfe werden als Nutzungstyp klassifiziert, wobei ausgeprägte Baumbestände und Gebäude nicht zu diesem Typ gehören.
- Wie bei RIECKEN et al. (2006) werden „kleine Freiflächen mit Spontanvegetation“ gesondert klassifiziert, wodurch sich inhaltliche Überschneidungen mit Ruderalfluren u. dgl. ergeben (vgl. 6.4.2).
- Bei den Biotopen der Verkehrsanlagen werden Flugplätze, Hafenanlagen und sonstige Verkehrsflächen (z. B. von Seilbahnen) nicht aufgeführt (nur Straßen, Wege und Bahnanlagen).

- Die Gebäude werden grob nach Bauweise (z. B. „Einzel- und Reihenhaus“) und Nutzung (z. B. „Stall“) typisiert. Baustoffe (z. B. Material der Dächer) oder Alter sind kein Kriterium.

**Fazit:** Trotz der Orientierung an vegetationskundlichen Kriterien weist diese Klassifikation überwiegend konsequent standortbezogene Biotoptypen aus. An wenigen Stellen ergeben sich Abweichungen von diesem Prinzip (z. B. bei der Wasservegetation und den Hochstaudenfluren). Der Differenzierungsgrad ist – in Anbetracht der großen landschaftlichen Vielfalt von Österreich – überwiegend relativ gering. Dies gilt (vermutlich wegen der Ausrichtung auf die Rote Liste) auch für die Biotope des Siedlungsbereichs. Während die Biotoptypenliste Deutschlands nach RIECKEN et al. (2006) ohne „technische“ Typen 690 (ohne die Obergruppe Meer/Küste 525) Typen umfasst, sind es hier ca. 440 (ebenfalls ohne „technische“ Typen). Die Klassifikation weist einige Gemeinsamkeiten mit der Liste von RIECKEN et al. (2003, 2006) auf, die als Referenz mit herangezogen wurde. Deutlich ist auch der Bezug auf die FFH-Lebensraumtypen.

#### 6.5.2 Schweiz

Ziel des Handbuches „Lebensräume der Schweiz“ von DELARZE et al. (1999) ist, jeden Lebensraum der Schweiz „auf eine ausführliche, einfache und praktische Art“ zu beschreiben und den „Anschluss an die europaweit gültigen Klassifizierungssysteme“ sicherzustellen (Vorwort von GEIGER, S. 5). Die Klassifikation soll folgende Anforderungen erfüllen:

- Gültigkeitsbereich (gemeint ist Vollständigkeit): Erfassung aller in der Schweiz vorkommenden Lebensraumtypen.
- Anpassungsfähigkeit: abgestufte Hierarchie, die Angaben verschiedener Genauigkeitsstufen erlaubt.
- Anwendbarkeit: Der Schlüssel soll für „die Mehrzahl der Naturkundler/innen leicht anwendbar sein“.
- Benutzerfreundlichkeit: Der Aufbau des Schlüssels mit standardisierten Beschreibungen, Listen typischer Arten, Fotos etc. soll eine eindeutige Identifizierung gewährleisten. Bemerkenswert ist, dass die Standortmerkmale jedes Typs durch Ökogramme der Basen- und Wasserversorgung sowie der Höhenverbreitung visualisiert werden (s. Abb. 12).

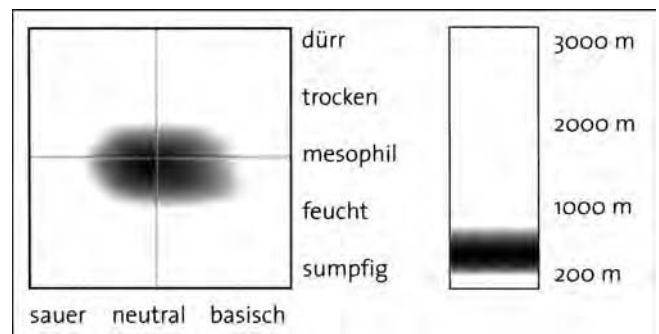


Abb. 12: Ökogramme zu den Standortmerkmalen der Waldmeister-Buchenwälder aus DELARZE et al. (1999: 264)

- Vielseitigkeit: Erfüllung der „besonderen Ansprüche eines breiten Benutzerkreises“, u. a. dadurch, dass zusätzlich zu den Lebensraumtypen auch diverse weitere Merkmale („Strukturen“, s.u.) verschlüsselt werden können.
- Kompatibilität: Dies soll durch Auflistung der zugehörigen pflanzensoziologischen Einheiten mit Bezug auf unterschiedliche Referenzen (u. a. CORINE 1991, s. 6.3.1) gewährleistet werden. Eine Übernahme europäischer Klassifikationssysteme wird abgelehnt, da sich von diesen „keines als generell anerkannter Standard durchgesetzt“ habe.

Die Einteilung der Lebensraumtypen beruht „auf physiognomischen Ähnlichkeiten der Erscheinungsbilder“, wobei die Typen der unteren Hierarchiestufen weitgehend an pflanzensoziologischen Verbänden ausgerichtet sind. Es werden neun Obergruppen („Lebensraumbereiche“) unterschieden:

- 1 Gewässer
- 2 Ufer und Feuchtgebiete (inkl. Moore)
- 3 Gletscher, Fels, Schutt und Moränen
- 4 Wiesen (Grünland i. w. S., inkl. Trockenrasen und Brachen)
- 5 Krautsäume, Hochstaudenfluren, Gebüsche
- 6 Wälder
- 7 Pioniervegetation oft gestörter Plätze (Ruderalfluren u.ä.)
- 8 Pflanzungen, Äcker, Kulturen
- 9 Bauten und Anlagen (ohne Vegetation)

Eine Analyse der Klassifikation zeigt folgende Eigenheiten (Ober- und Untergruppen mit Kennziffern):

**1.1 Stehende Gewässer:** Gliederung in Gewässer(teile) ohne Vegetation (nur ein Typ) und vier Typen von Wasservegetation (z. B. „Laichkrautgesellschaften *Potamion*“), keine Klassifikation nach Größe, Entstehung und Trophie.

**1.2 Fließgewässer:** Übernahme der üblichen limnologischen Einheiten wie „Obere Forellenregion (*Epirhitrion*)“ etc., die mit pflanzensoziologischen Verbänden (z. B. *Dermatocarpion rivulorum*) verknüpft werden; keine weitere Gliederung nach Naturnähe oder Basenversorgung.

**1.3 Quellen:** Gliederung nach Kalkgehalt und pflanzensoziologischen Verbänden (z. B. „Kalk-Quellflur: *Cratoneurion*“), nicht nach morphologischen Quelltypen (z. B. Sickerquelle) oder Naturnähe.

**2.1 Ufer mit Vegetation:** Unterteilung nach pflanzensoziologischen Verbänden (z. B. „Strandlingsgesellschaften: *Littorellion*“). Die Bezeichnung der Obergruppe ist sehr ungenau, da andere Typen von Ufervegetation wie Seggenriede, Uferstaudenfluren oder Weidengebüsche nicht einbezogen sind.

**2.2 Flachmoore:** Klassifikation nach pflanzensoziologischen Verbänden (z. B. „Kalk-Kleinseggenried: *Caricion davallianae*“), die bei dieser Obergruppe weitgehend standörtlich gut gekennzeichneten Biototypen entsprechen.

**2.3 Feucht- und Nasswiesen:** Grobgliederung nach den drei Verbänden *Molinion*, *Calthion* und *Filipendulion* (das als Verband von feuchten Hochstaudenfluren besser zur Obergruppe 5 passt). Intensiv genutztes Feuchtgrünland und Flutrasen werden nicht aufgeführt.

**3.4 Felsen:** Einordnung nach Kalk/Silikat und Vegetation, was zu sechs Typen führt: „Kalkfelsflur ohne Gefäßpflanzen“, „Sonnige Kalkfelsflur mit Gefäßpflanzen: *Potentillion*“, „Schattige Kalkfelsflur mit Gefäßpflanzen: *Cystopteridion*“, „Silikatfelsflur ohne Gefäßpflanzen“, „Silikatfelsflur mit Gefäßpflanzen: *Androsacion vandellii*“, „Serpentingesteinsflur: *Asplenion serpentina*“. Die Ausrichtung an pflanzensoziologischen Verbänden führt zu einer standörtlich unlogischen Gliederung: Nur bei Kalkfelsen wird nach Besonnungsgrad unterschieden, wobei allerdings Pflanzengesellschaften des Verbands *Cystopteridion* auch (nicht zu basenarme) beschattete Silikatfelsen besiedeln. Zudem wäre bei Felsen eine Unterteilung nach Höhenstufen in einem Gebirgsland (vgl. Österreich) zweckmäßig.

**4. Wiesen etc.:** Die Grünland- und Rasengesellschaften werden ebenfalls im Wesentlichen nach pflanzensoziologischen Verbänden gegliedert. Diese beinhalten bei den alpinen Rasen und Trockenrasen einen eindeutigen Standortbezug im Sinne von Biototypen (z. B. 4.2.1.1 „Inneralpine Felsensteppe“). Beim Wirtschaftsgrünland ist die Beschränkung der Gliederung auf die drei Verbände *Arrhenatherion*, *Polygono-Trisetion* und *Cynosurion* sowie die zusätzliche Einheit „Kunstrasen“ (gemeint sind Grünlandesaaten und Scherrasen) nicht ausreichend, um die qualitative Bandbreite der Standorte und Nutzungsintensitäten abzubilden. Anders als z. B. in Deutschland (RIECKEN et al. 2006) werden somit alpine Rasen in Zusammenhang mit Trockenrasen und Grünland tieferer Lagen behandelt und nicht einem gesonderten Komplex alpiner Biotope zugeordnet. Dies betrifft sinngemäß alle Obergruppen dieses Schlüssels.

Bezeichnend für die vorrangig pflanzensoziologische Ausrichtung ist auch, dass Einheiten, die in dieser Hinsicht nicht klar gekennzeichnet sind, vielfach nur in den einleitenden Kurzschlüsseln der jeweiligen Obergruppe aufgelistet sind, nicht aber in Text und Bildern vorgestellt werden. Dies gilt z. B. für Grasbrachen, von denen nur Queckenbrachen im Sinne des *Convolvulo-Agropyron* präsentiert werden.

**5.3 Gebüsche (Waldmäntel, Dickichte, Hecken):** Wie bei HAEUPLER (vgl. 6.4.4) können die verschiedenen Strukturtypen von Hecken und Feldgehölzen nur allgemeinen Gebüschgesellschaften (z. B. *Berberidion*) zugeordnet werden. Anders als bei HAEUPLER gehören aber die Gebüsche aller Standorte (von trocken bis nass, von planar bis subalpin) zu einer Obergruppe.

**5.4 Heiden:** Die Heiden sind Teil der Obergruppe „Krautsäume, Hochstaudenfluren, Gebüsche“. Dies ist aufgrund der Einbeziehung von Wacholder- und Legföhrengebüsch für den alpinen Bereich nachvollziehbar. Die subatlantisch geprägten Zwergstrauchheiden (5.4.1) stehen allerdings standörtlich und biozönotisch den Borstgrasrasen der Obergruppe 4 näher.

Die Nadelstrauchgebüsche würden aus physiognomischer Sicht besser mit den Laubgebüsch eine gemeinsame Obergruppe bilden. Es ist ein grundsätzliches Problem einiger Schlüssel, dass keine Trennung zwischen Zwergstrauchheiden im eigentlichen Sinne und höherwüchsigen Besenginster- und Wacholdergebüsch erfolgt.

Die Einheiten sind als Biototypen formuliert (z. B. „Subalpine Heide auf Kalkboden“) und entsprechen jeweils einem pflanzensoziologischen Verband.

**6. Wälder:** Die Gliederung der Wälder folgt den pflanzensoziologischen Klassen und (Unter-) Verbänden (z. B. „Hainsimsen-Buchenwald: *Luzulo-Fagenion*“). Forste aus standortfremden Arten sind nicht aufgeführt.

**7. Pioniervegetation oft gestörter Plätze:** Diese Obergruppe umfasst Tritt- und Ruderalfluren, die ebenfalls nach pflanzensoziologischen Verbänden gegliedert werden. Außerdem enthält sie den Typ 7.2.1 „Ruine und alte Mauer“: Diese Einheit ist ein weiteres Beispiel für die mangelhafte Kompatibilität zwischen Vegetations- und Biotoptypen. Mauern können sehr verschiedene Pflanzengesellschaften oder auch keine Vegetation aufweisen. Hier erfolgt die alleinige Zuordnung zum Verband *Centrantho-Parietarion*, während die ebenso typische Mauerrauten-Gesellschaft aus dem Verband *Potentillion caulescentis* den Felsen zugeordnet und hier nur in der Beschreibung mit Verweis auf die Felsen erwähnt wird. Für den Anwender bleibt unklar, ob die Pflanzengesellschaft oder der Standort (Mauer) maßgeblich für die Zuordnung ist.

**8. Pflanzungen, Äcker, Kulturen:** Die Äcker werden nach ihrer Begleitvegetation typisiert (z. B. „Ackerbegleitvegetation der kalkreichen Böden: *Caucalidion*“).

**9. Bauten und Anlagen:** Diese Obergruppe wird nur in der einleitenden Übersicht aufgeführt, im Text aber nicht behandelt.

**Fazit:** Der Anspruch, dass alle Lebensräume der Schweiz zuzuordnen sein sollen, wird nur für solche mit lehrbuchgemäßen Pflanzengesellschaften erfüllt. Kennartenarme Sukzessionsstadien, vegetationslose Biotope und stark anthropogen geprägte Biotope lassen sich überwiegend nicht oder nur auf der obersten Ebene der Obergruppe zuordnen. Einige der fehlenden Typen können allerdings als sog. „Spezialobjekte“ erfasst werden, die zu den sonstigen Strukturmerkmalen gehören. Beispiele für diese zusätzliche, inhaltlich sehr heterogene Kategorie sind: Abfalldéponie, Acker, Fluss, Hafen, Hecke, Doline, Steinbruch, Stauteich, Mittelwald. Deutlich wird die Überschneidung mit diversen Vegetationstypen. Eine derartige Parallelklassifikation ist nicht zweckmäßig.

Insgesamt ist festzustellen, dass diese Klassifikation nur eine grobe Übersicht liefert und nicht als Grundlage für Biotopkartierungen geeignet ist.

### 6.5.3 Belgien

In Belgien wurde nach DE BLUST et al. (1994) im Zeitraum zwischen 1978 und 1988 eine Biotopkartierung im M. 1:25.000 mit der Bezeichnung „the Biological Valuation Map“ durchgeführt, die aber v. a. in Wallonien nicht zum Abschluss gebracht wurde.

Die Autoren (DE BLUST et al. 1994) kennzeichnen dieses Projekt wie folgt: Die Erfassungseinheiten wurden aufgrund von Expertenwissen festgelegt und umfassten 128 Einheiten und 34 Varianten. Die Definition erfolgte durch Zuordnung von Pflanzengesellschaften und kennzeichnenden Arten, soweit die Einheiten eine spezifische Vegetation aufweisen. Flächen unter einem Viertelhektar wurden nicht gesondert dargestellt, sondern meist in Komplexe einbezogen.

Auch schwer unterteilbare Komplexe wurden zusammengefasst. Innerhalb von Komplexen wurden die Flächenanteile der Einheiten im Nachhinein geschätzt. Ob ein Komplex abgegrenzt wurde, hing sehr von der Einschätzung der Kartierer, der Zugänglichkeit der Fläche und vom Zeitdruck ab. Weitere Nachteile waren: Heterogenität der Einheiten, zu weite Fassung von Einheiten, zu ungenaue Definitionen (Sie wurden daher von den Kartierern abgewandelt, z. B. durch Einziehung weiterer Pflanzengesellschaften). Vorgefundene Vegetationstypen konnten oft schwer oder überhaupt nicht den vorgegebenen Einheiten zugeordnet werden.

Es handelte sich um eine flächendeckende Kartierung mit drei Wertstufen: „little biotic value“, „high biotic value“, „very high biotic value“. Die typusbezogene Bewertung erfolgte nach Experteneinschätzung anhand der vier Kriterien Seltenheit, Empfindlichkeit, Natürlichkeit und Ersetzbarkeit.

Bei der endgültigen Bewertung wurden auch gesondert gesammelte Daten über seltene Vögel und große Säugetiere einbezogen. Zur Verbesserung der Auswertbarkeit erfolgten auch Verschneidungen mit floristischen Rasterdaten, Bodenkarten und hydrologischen Karten.

Die Kartenlegende umfasst folgende durch Großbuchstaben codierte Obergruppen, von denen hier teils alle, teils einige Haupt- und Untertypen als Beispiele aufgeführt werden (vom Verf. ins Deutsche übersetzt und mit Anmerkungen versehen):

#### A. Stillgewässer<sup>18)</sup>

z. B.:

- Ae eutrophe Gewässer (*Nymphaeion*)
- Aer neu angelegt (mineralischer Boden)
- Aev gut etabliert (Schlamm)
- Ap tiefe oder sehr tiefe Gewässer (Sandgruben,...)
- Apo mit flachen Böschungen
- App mit steilen Böschungen

Anmerkung: Die Verwendung der Kriterien Trophie (z. B. Ae) und Tiefe (Ap) ist auf derselben Hierarchiestufe nicht zweckmäßig.

#### M. Sümpfe

- Mr Röhrichte (*Phragmition*)
  - Mz Vegetationsbestände von *Scirpus maritimus*
  - Mm Vegetationsbestände von *Cladium mariscus*
  - Mc Großseggenriede (*Magnocaricion*)
  - Md Schwingrasen-Moore
  - Ms Saure Niedermoore (*Caricion curto-nigrae*)
  - Mk Basenreiche Niedermoore (*Caricion davallianae*)
- Anmerkung: Ausrichtung an pflanzensoziologischen Verbänden, daher Zuordnungsprobleme bei Sümpfen mit Dominanz von z. B. Hochstauden oder Binsen.

#### H. Grasländer

##### 1. halbnatürliches feuchtes Grasland

- Hc mäßig gedüngte Feuchtwiese (*Calthion*)
- Hj mäßig gedüngte Feuchtwiese mit Dominanz von *Juncus*
- Hf Feuchte Hochstaudenfluren mit *Filipendula ulmaria*
- Hfc mit *Cirsium oleraceum*
- Hft mit *Thalictrum flavum*
- Hm ungedüngte Feuchtwiese (*Molinion caeruleae*)
- Hmo oligotropher Untertyp
- Hmm mesotropher Untertyp
- Hme eutropher Untertyp

■ jeweils Varianten: ...b mit Büschen und Bäumen  
Anmerkung: Nicht alle *Calthion*-Wiesen werden

<sup>18)</sup> Fließgewässer sind in der Legende nicht aufgeführt (ohne Erklärung).

gedüngt, sondern können auch ohne Düngung auf von Natur aus nährstoffreicheren Standorten auftreten (z. B. in Auen). Unklar ist demgegenüber, was unter einem eutrophen Untertyp ungedüngter Feuchtwiesen des *Molinia* zu verstehen ist.

## 2. trockenes Grasland

z. B.:

Ha ungedüngtes trockenes Grasland (*Thero-Arion*)

Had auf entkalkten Dünen

Hn artenreiches *Nardus*-Grasland (*Violion caninae*)

Hk Kalktrockenrasen (*Brometalia erecti*)

■ jeweils Varianten: ...b mit Büschen und Bäumen

Anmerkung: Es ist unklar, ob artenarme Borstgrasrasen nicht zu erfassen oder anderweitig einzuordnen sind. Die Einengung des Typs Ha auf den Verband *Thero-Airion* erscheint fraglich (kann aber ohne Kenntnis der belgischen Verhältnisse nicht beurteilt werden).

## 3. Mesophiles Wirtschaftsgrünland

Hu mesophile Heuwiesen (*Arrhenatherion elatioris*)

Hp artenreiche Dauerweide (z. B. *Cynosurion*)

Hp\* Übergänge zur Feuchtwiese

Hpr Dauerweide mit Gräben oder Mikrorelief

Hx artenarme Weide

Hr brachgefallene Weide und Wiese

Anmerkung: Es erscheint inkonsequent, dass nur Weiden nach Artenreichtum unterschieden werden.

## C. Heiden

z. B.:

Cg trockene Heide (*Calluno-Genistetum*)

Ce atlantische Feuchtheide (*Ericetum tetralicis*)

Ces mit Hochmoorarten

Cm degradierte Heide, Dominanz von *Molinia caerulea*

Cd degradierte Heide, Dominanz von *Deschampsia flexuosa*

Cp degradierte Heide, Dominanz von *Pteridium aquilinum*

■ jeweils Varianten: ...b mit Büschen und Bäumen

## T. Hochmoore

T wachsendes Hochmoor (*Sphagnion atlanticum*)

Tm degradiertes Hochmoor, mit Dominanz von *Molinia caerulea*

## D. Dünen, Watt und Salzwiesen:

Dz Sandbank

Dl Strand

Ds Watt

Da Salzwiese

Dd Küstendünen mit *Ammophila* (Weißdünen)

Dm Flugsande des Binnenlandes

Anmerkung: Die älteren Stadien der Küstendünen werden offenbar den anderen Obergruppen angeschlossen (vgl. z. B. Sd). Der Typ Dm erscheint in dieser Obergruppe deplatziert.

## S. Gebüsche

### 1. Gebüsche auf trockenen Böden

z. B.:

Sg Besenginstergebüsche (*Sarothamnion*)

Sp Brombeergestrüpp (*Rubion subatlanticum*)

Sk Gebüsch auf kalkreichen Böden (*Berberidion*)

Sd Dünengebüsche (*Hippophaëtum*)

Sz Gebüsche auf Brachflächen

Anmerkung: Der Typ Sz erscheint nicht sinnvoll oder müsste anders bezeichnet werden, da auf Brachflächen auch die anderen Gebüschvegetationstypen auftreten können.

### 2. Gebüsche auf nassen Böden

Sm Gebüsche mit *Myrica gale* (*Myricetum gale*)

So Weidengebüsch auf sauren Böden und Mooren (*Saliceto-Franguletum*)

Sf Weidengebüsch auf meso- bis eutrophen Böden (*Salicetum triandrae-viminalis*)

Anmerkung: Es ist unklar, ob es in Belgien nur diese drei Assoziationen von Feuchtgebüschen gibt. Es ist aber anzunehmen, dass z. B. auch Grauweidengebüsche eutropher

Nassböden vorkommen, deren Einordnung dann problematisch wäre, obwohl sie zur Biotopbezeichnung von Sf passen. Die Verknüpfung von standortbezogenen Biotopbezeichnungen mit bestimmten, vergleichsweise eng gefassten Pflanzengesellschaften ist nicht zweckmäßig.

## F. und Q. Mesophile Wälder

### 1. Wälder auf sauren Böden

z. B.:

Qb acidophiler Eichenwald (*Quercu-Betuletum*)

Fs mesotropher acidophiler Buchenwald (*Fago-Quercetum*)

Ql Eichenwald mit *Luzula luzuloides* (*Luzulo-Quercetum*)

Fl Buchenwald mit *Luzula luzuloides* (*Luzulo-Fagetum*)

### 2. Wälder auf neutralen Böden

z. B.:

Qa Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum*)

Fa Buchenwald mit *Anemone* (*Milio-Fagetum*)

Fm Buchenwald mit *Melica* (*Melico-Fagetum*)

### 3. Wälder auf kalkreichen Böden

Qk Kalk-Eichen-Hainbuchenwald (*Ligustro-Carpinetum*)

Fk Kalk-Buchenwald (*Cephalanthero-Fagetum*)

## E. Hangwälder

Ek Hangwald auf kalkreichen Böden (*Tilio-Aceretum*)

Es Hangwald auf saurem Boden (*Ulmo-Aceretum*)

## V. Wald auf alluvialen Böden, Sümpfen und Mooren

### 1. Wälder auf alluvialen Böden (*Alno-Padion*)

z. B.:

Va alluvialer Eschen-Ulmenwald (*Ulmo-Fraxinetum*)

Vb mesotropher Eschen-Erlenwald an schnellfließenden Flüssen (*Stellario-Alnetum*)

Vc Erlen-Eschenwald an Quellen und Quellbächen (*Carici-Fraxinetum* und *Cardamini-Alnetum*)

### 2. Moorwald

Vm mesotropher Erlenwald mit Seggen (*Carici elongatae-Alnetum*)

Vo oligotropher Erlenwald mit *Sphagnum* (*Sphagno-Alnetum*)

Vt Birken-Moorwald (*Vaccinio-Betuletum pubescentis*)

## R. Ruderale Wälder

Ru Ulmenwald (*Violo odoratae-Ulmetum*)

## P, L, N. Plantagen

z. B.:

Pp Plantagen aus *Pinus*

Ppi junge Plantage

Ppa dichte Plantage ohne Unterwuchs

Ppm ältere Plantage mit Unterwuchs

Ppmh mit Gräsern

Ppms mit Zwergsträuchern

Ppmb mit Sträuchern und kleinen Bäumen

L Pappel-Plantagen

Lh Pappel-Plantagen auf nassen Böden

Lhi mit Gräsern oder Hochstauden

Lhb mit Sträuchern oder kleinen Bäumen

Ls Pappel-Plantagen auf trockenen Böden

Lsh mit Gräsern und Stauden

Lsi mit Hochstauden

Lsb mit Sträuchern oder kleinen Bäumen

Anmerkung: Die starke Untergliederung der Plantagen erscheint im Vergleich zu der relativ groben Differenzierung der naturnahen Wälder unverhältnismäßig. Letztere sind zu eng an Pflanzengesellschaften ausgerichtet.

## B. Ackerland

Bs Ackerland auf Sand

Bl Ackerland auf Lehm

Bu Ackerland auf Ton

Bg Ackerland auf steinigem Lehm

Bk Ackerland auf kalkreichem steinigem Lehm

Bc Ackerland auf Kreide

Anmerkung: Pragmatische Typisierung nach Standorten.

## K. Besondere Elemente

z. B.:

- Kb Baumreihe
- Kh Hecke
- Ks aufgelassene Eisenbahnstrecke oder bedeutender Saum einer Eisenbahnstrecke
- Km alte Mauer oder Ruinen mit bedeutender Vegetation
- Kd Deich
- Kr Kliff
- Kv Pingo
- Ka Entenfang
- Kc Steinbruch
- Ki Flugplatz
- Kj Obstgarten mit großen Bäumen
- Kl Obstgarten mit kleinen Bäumen
- Kp Park und/oder Friedhof

Anmerkung: Sehr heterogene Kategorie mit diversen Struktur-, Nutzungs- und Geotoptypen.

## U. Siedlungsflächen

- Ud dicht bebaute Flächen
- Ua Wohngebiete mit Gärten
- Un Wohngebiete in „grüner Umgebung“
- Ur Gebäude in landwirtschaftlichem Bereich
- Ui Industriewerke
- Uv Erholungsgebiet
- Ue Campingplatz

Die naturnäheren Einheiten sind überwiegend nach pflanzensoziologischen Einheiten gegliedert, was die eingangs angesprochenen Probleme verständlich macht. Teilweise bestehen deutliche Parallelen zur Klassifikation der FFH-Richtlinie, vermutlich aufgrund der maßgeblichen Beteiligung belgischer Autoren bei der Erarbeitung ihres Anhangs I. Nur bei den stärker anthropogen geprägten Einheiten finden sich pragmatische Biotopbezeichnungen (z. B. „degradierte Heide, Dominanz von *Deschampsia flexuosa*“, „Ackerland auf Sand“).

Die Gliederung der Gewässer ist uneinheitlich (nach Trophie, Tiefe u. a.). Warum Fließgewässer in der Legende fehlen, war der zitierten Veröffentlichung nicht zu entnehmen. Die extrem heterogene Kategorie K „besondere Elemente“ ähnelt den „Spezialobjekten“ von DELARZE et al. (s. 6.5.2).

Ähnlich wie in den Kartierschlüsseln einiger deutscher Bundesländer (s. 5.3, 6.6) tragen die Einheiten überwiegend Buchstabencodes mit inhaltlichem Bezug zum jeweiligen Typ.

Als wichtigste Nachteile der Erfassungseinheiten wurden von den De BLUST et al. (1994) angesehen:

- Viele Einheiten waren unzureichend definiert und ließen zu viel Interpretationsspielraum für die Kartierer. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse verschiedener Kartenblätter war daher gering.
- Viele Einheiten hatten eine zu breite ökologische Amplitude. Sie sollten so eng wie möglich gefasst werden.

## 6.6 Ausgewählte Kartierschlüssel deutscher Bundesländer

Am Beispiel der Kartieranleitungen einiger Bundesländer sollen die Bandbreite ihrer Klassifikationen verdeutlicht und Besonderheiten vorgestellt werden. Die Analyse beruht ausschließlich auf den zitierten Veröffentlichungen. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass einzelne angesprochene Probleme auf Missverständnissen beruhen. Auf Nachfragen bei den zuständigen Bearbeitern wurde verzichtet, da es hier vorrangig um die Grundsätze der Klassifikation und nicht um die tatsächliche Umsetzung in der Kartierungspraxis der Länder geht.

### 6.6.1 Bayern

Die erste Kartierung schützenswerter Biotope war in Bayern in den Jahren 1974 bis 1976 durchgeführt worden (im M. 1 : 50.000). 1984 erging der Auftrag des zuständigen Ministeriums (StMLU) an das Bayerische Landesamt für Umweltschutz zur Fortführung der Biotopkartierung im außeralpinen Bayern innerhalb von 5–6 Jahren. Methodische Vorgaben für die Fortführung waren u. a. (alle Angaben nach EDER 1989):

- Selektive Kartierung nach vorwiegend floristisch-vegetationskundlichen Kriterien. Im Gegensatz zur Erstkartierung wurden keine Standortbezeichnungen wie z. B. See oder Bachlauf mehr verwendet, sondern „nur noch Vegetationseinheiten mit ihren allgemein gebräuchlichen Bezeichnungen“ (ebd.: 106). Bei genauerer Betrachtung handelt es sich bei den terrestrischen Biotoptypen dennoch überwiegend um Biotopbezeichnungen i.e.S. und nicht um Pflanzengesellschaften (z. B. „Bruchwald“, „Waldrand“, „Schwingrasen“, „Buckelwiesenflur“). Lediglich die Gewässer wurden auf weit gefasste Vegetationstypen beschränkt („Gewässerbegleitgehölz“, „Unterwasservegetation“ usw.). Vegetationslose Waldbäche wurden somit z. B. nicht erfasst.
- Es wurden nur Flächen kartiert, die den vorgegebenen Biotoptypen entsprachen. Sonstige Vorkommen gefährdeter Arten wurden – anders als in Niedersachsen – nicht aufgenommen. Dies wurde damit begründet, dass parallel ein Arten- und Biotop-schutzprogramm erarbeitet wurde, in dem die artenschutzrelevanten Daten zusammengetragen wurden.
- Auf die Kartierung geschlossener Waldflächen wurde wie auch bei der Erstkartierung – mit Ausnahme der feuchten und trockenen Sonderstandorte – verzichtet.
- Kartierungsmaßstab 1 : 5000 (zur detaillierten Abgrenzung der gesetzlich geschützten Biotope)
- Erfassungsuntergrenze: 0,1 ha (etwa 30 x 30 m), linienhafte Elemente ab 50 m Länge (variabel, keine starren Richtwerte).

Seit 2001 werden nur noch gesetzlich geschützte Biotope sowie (sonstiges) Extensivgrünland erfasst und die meisten Waldtypen nur innerhalb von Feldgehölzen bis 1 ha Größe kartiert. Seit 2006 sind auch die darüber hinausgehenden FFH-Lebensraumtypen (LRT) Gegenstand der Kartierung, wobei Waldgebiete weiterhin ausgenommen sind. Die Kartieranleitung wurde

dementsprechend überarbeitet (BAY LFU 2007a, b).

Die Festsetzungen der Kartieranleitung werden weitgehend von politischen bzw. rechtlichen Vorgaben bestimmt: Ausklammerung der Wälder, Umsetzung des gesetzlichen Biotopschutzes (Art. 13d Bay-NatSchG) und der FFH-Richtlinie, Ausnahmen beim Schutz teichwirtschaftlich genutzter Stillgewässer.

Die Biotoptypen sind überwiegend relativ grob gefasst und nur in dem Umfang durch Subtypen differenziert, wie dies für die Zuordnung der LRT erforderlich ist. Darüber hinaus spielen standörtliche Unterschiede bei der Typisierung keine Rolle.

Das Gliederungsprinzip kann mit folgenden Beispielen verdeutlicht werden (BAY LFU 2007b):

### Beispiel 1: Grünland mittlerer Standorte

Code	Biotoptyp	Definition
GE6510	Artenreiches Extensivgrünland / Magere Flachland-Mähwiesen ( <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> )	artenreiche, relativ extensiv genutzte Mähwiesen des <i>Arrhenatherion</i> auf mittleren bis mageren Standorten; Gesamtdeckung von Mager-, Feuchte- oder Trockenheitszeigern >25 %.
GE6520	Artenreiches Extensivgrünland / Berg-Mähwiesen	artenreiche, relativ extensiv genutzte Mähwiesen des <i>Polygono-Trisetion</i> (Magerkeitszeiger >25 %, aber Kriterien von Art. 13d im Unterschied zu GI6520 nicht erfüllt)
GE00BK	Artenreiches Extensivgrünland / kein LRT	Wiesen und Weiden, deren Magerkeitszeiger einen Deckungsanteil von >25 % erreichen und keinem LRT entsprechen
GI6520	Gemähte Goldhaferwiesen	Artenreiche, extensiv genutzte Mähwiesen des <i>Polygono-Trisetion</i> , die nach Art. 13d geschützt sind (mit ausreichendem Anteil von Arten der Borstgrasrasen, der Kalkmagerrasen, der Nass- und Streuwiesen oder der Hochstaudenfluren)
GI00BK	Beweidete Goldhaferwiesen / Kein LRT	Mageres, nach Art. 13d geschütztes <i>Polygono-Trisetion</i> -Weidengrünland
LR6510	Artenreiche Flachland-Mähwiesen mittlerer Standorte	arten- und blütenreiche Mähwiesen des <i>Arrhenatherion</i> , Anteil von Zeigerarten für feuchte, magere oder trockene Bestände aber $\leq 25\%$ (im Unterschied zum Biotoptyp GE6510)

### Beispiel 2: Eutrophe Stillgewässer

Code	Biotoptyp	Definition
SU3150	Vegetationsfreie Wasserflächen in geschützten Gewässern / Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i>	Vegetationsfreie Wasserflächen von nach Art. 13d geschützten eutrophen Stillgewässern, nur in Verbindung mit dem Biotopsubtyp VU3150
SU00BK	Vegetationsfreie Wasserfläche in geschützten Gewässern / kein LRT	Vegetationsfreie Wasserflächen von nach Art. 13d geschützten Stillgewässern, die nicht Bestandteil eines LRT sind
VC3150	Großseggenriede der Verlandungszone / Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i>	Amphibische Großseggenriede der Verlandungszone eutrophen Stillgewässer, nur in Verbindung mit dem Biotopsubtyp VU3150
VC00BK	Großseggenriede der Verlandungszone / kein LRT	Großseggenriede der Verlandungszone, die nicht Bestandteil eines LRT sind
VH3150	Großröhrichte / Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i>	Amphibische Großröhrichte eutrophen Stillgewässer nur in Verbindung mit dem Biotopsubtyp VU3150
VH00BK	Großröhrichte / kein LRT	Großröhrichte mit Kontakt zu offenem Wasser, die nicht Bestandteil eines LRT sind
VK3150	Kleinröhrichte / Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i>	Amphibische Kleinröhrichte eutrophen Stillgewässer, nur in Verbindung mit dem Biotopsubtyp VU3150
VK00BK	Kleinröhrichte / kein LRT	Kleinröhrichte, die nicht Bestandteil eines LRT sind
VT00BK	Verlandungsvegetation an nicht geschützten Gewässern	Verlandungsvegetation der Biotoptypen VC, VH, VK und VU, die im Rahmen der teichwirtschaftlich üblichen Räumungszeiten entsteht, in Fischteichen, die keinem LRT entsprechen.
VU3150	Unterwasser- und Schwimmblattvegetation / Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i>	Unterwasser- und Schwimmblattvegetation in einem nach Art. 13d geschützten eutrophen Stillgewässer, das den Kriterien des LRT 3150 entspricht
VU00BK	Unterwasser- und Schwimmblattvegetation / kein LRT	Unterwasser- und Schwimmblattvegetation, die nicht Bestandteil eines LRT sind
LR3150	Naturnahe eutrophe Stillgewässer mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i> ohne 13d-Schutz	Gewässer des LRT 3150, die nicht die Kriterien von 13d erfüllen, v. a. genutzte Fischteiche. An Nicht-13d-Stillgewässern werden die einzelnen Verlandungsbiotoptypen und die freie Wasserfläche nicht einzeln verschlüsselt. Das gesamte Stillgewässer wird dem jeweiligen LRT zugeordnet (hier Biotoptyp LR3150).

Die Bezeichnung „artenreiches Extensivgrünland“ ist aufgrund des fehlenden Standortbezugs sehr ungenau und könnte ebenso Feuchtgrünland oder Magerrasen umfassen, meint aber artenreiche Ausprägung der *Arrhenatheretalia*. Die Fixierung auf die Vorgaben des Art. 13d und der FFH-Richtlinie führt zu einer auf den ersten Blick schwer nachvollziehbaren Differenzierung. Die qualitativen Unterschiede der Subtypen werden aus deren Bezeichnung kaum deutlich. Für den außenstehenden Leser der Kartieranleitung bleibt unklar, ob Bergwiesen mit einem Anteil von Magerkeitszeigern < 25 % nicht zu erfassen sind (kein Pendant zur Einheit LR6510 vorgesehen). Die Ausrichtung auf Deckungsanteile bestimmter Artengruppen ist problematisch, da diese im Rahmen von Biotopkartierungen, die nicht auf Vegetationsaufnahmen kleiner Flächen beruhen, kaum zuverlässig zu beurteilen sind. Fachlich sinnvolle Subtypen nach Standortunterschieden (z. B. basenarm/basenreich) sind nicht vorgesehen.

Ähnlich wie beim Grünland des ersten Beispiels führt auch bei den Stillgewässern die Fixierung auf gesetzliche Vorgaben zu einer unübersichtlich wirkenden Gliederung. Stillgewässer, die keinem LRT entsprechen, werden nicht nach standörtlichen Kriterien gegliedert.

Insgesamt ist anzumerken, dass eine derartige selektive Klassifikation, die sich fast ausschließlich an gesetzlichen Vorgaben orientiert, den Nachteil hat, für weitergehende fachliche Anforderungen keine Aussagen liefern zu können. So lassen sich Gefährdung und Schutzbedürftigkeit von Biototypen, die derzeit nicht gesetzlich geschützt bzw. nicht in Anh. I der FFH-Richtlinie aufgelistet sind, nur unzureichend beurteilen und dementsprechend u. a. auch keine Hinweise für notwendige Änderungen der gesetzlichen Vorgaben ableiten. Die Vorgaben von Anh. I der FFH-Richtlinie führen hier zu einer starken Ausrichtung an Pflanzengesellschaften, so dass derartige Erfassungen eher vereinfachte Vegetations- als Biotopkartierungen sind.

### 6.6.2 Hessen

Der hessische Biototypenschlüssel (HMULF 1995) ist ein Beispiel für eine vorrangig fachlich ausgerichtete

pragmatische Biototypisierung. Er ist auf die selektive Erfassung schutzwürdiger Biotope und Biotopkomplexe ausgerichtet, beinhaltet aber dennoch eine auf Vollständigkeit ausgerichtete Klassifikation, da in Komplexen auch die für sich betrachtet nicht kartierwürdigen Biotope aufzunehmen sind.

Am Beispiel der Wälder, Stillgewässer und des Grünlands werden das Prinzip vorgestellt und die Einheiten kommentiert. Ein besonderes Augenmerk wird in diesem Fall auf die Bezeichnungen der Typen gerichtet. Da diese vielfach ungenau sind, wird zur Verdeutlichung eine der jeweiligen Definition besser entsprechende Bezeichnung gegenüber gestellt (Tab. 43).

An den Beispielen in Tab. 43 wird deutlich, dass die Klassifikation – v. a. hinsichtlich der Standorte – einen relativ geringen Differenzierungsgrad aufweist. Die Mehrzahl der Typen hat eine große Bandbreite an Trophie- und Feuchtestufen, was für typbezogene Bewertungen von Nachteil ist.

Bei den Eichenwäldern besteht eine starke Ausrichtung an der Einschätzung ihrer potenziellen natürlichen Standorte bzw. an einer auch in Niedersachsen in den 1980er Jahren kontrovers diskutierten forstwirtschaftlichen Bewertung. Dies führt zu einer Dreiteilung in (vermeintlich) naturnahe Ausprägungen (1) trockener und (2) feuchter Standorte sowie in (3) nutzungsbedingte Ausprägungen mittlerer Standorte. Tatsächlich sind aber auch die Eichen(misch)wälder trockener und feuchter Standorte in ihrer realen Ausprägung i. d. R. nutzungsbedingt. Entscheidend für die Typisierung sollte sein, dass es sich bei Eichen(misch)wäldern mit langer Habitattradition um eigenständige Biototypen mit spezifischer Flora und Fauna handelt. Die Zusammenfassung historischer Niederwälder mit beispielsweise nicht standortgemäßen Erlenaufforstungen in einem Typ ist nicht sachgerecht. Zu bedenken ist auch, dass ein Eichen-Hainbuchenwald gut erkenn- und abgrenzbar ist, während standörtliche Unterschiede zwischen etwa trocken und frisch in ihrem Einfluss auf die Bodenvegetation oft von anderen Effekten überlagert werden (z. B. unterschiedliche Anteile von Licht- und Schattbaumarten, Altersstadien).

Während bei Wäldern und Grünland schutzwürdige und nicht schutzwürdige (nur im Komplex mit zu erfassende) Typen unterschieden werden, ist dies bei

Tab. 43: Kommentierte Liste von Erfassungseinheiten der hessischen Biotopkartierung (Wälder, Stillgewässer, Grünland)

Code	Biototypen	genauere Bezeichnung	Anmerkung
01.000	Wälder		
01.100	Laubwälder		
01.110	Buchenwälder mittlerer und basenreicher Standorte	Buchenwälder frischer, mäßig bis gut basenversorgter Standorte	
01.120	Bodensaure Buchenwälder		
01.130	Buchenwälder trockenwarmer Standorte	Buchenwälder trockenwarmer Kalkstandorte	
01.140	Eichen-Hainbuchenwälder	Eichen- und Hainbuchen-Mischwälder mäßig bis gut basenversorgter, feuchter und trockener Standorte	Die Baumartenzusammensetzung sollte weiter gefasst werden, um z. B. auch Hasel- oder Linden-Eichenwälder eindeutig zu integrieren.
01.141	Eichen-Hainbuchenwälder trockenwarmer Standorte	Eichen- und Hainbuchen-Mischwälder trockenwarmer, basenreicher Standorte	Trennung von 01.150 schwierig
01.142	Sonstige Eichen-Hainbuchenwälder	Eichen- und Hainbuchen-Mischwälder feuchter Standorte	nutzungsbedingte Ausprägungen auf mittleren (frischen) Standorten gehören zu 1.183
01.150	Eichenwälder	Eichen(misch)wälder bodensaurer, trockener oder feuchter sowie trockenwarmer, basenreicher Standorte	sehr heterogener Typ, Eichenwälder mittlerer Standorte zu 1.183

Code	Biotoptypen	genauere Bezeichnung	Anmerkung
01.160	Edellaubbaumwälder		
01.161	Edellaubbaumwälder trockenwarmer Standorte	Edellaubbaumwälder trockenwarmer Fels- und Schutthänge	genauere Standortangabe notwendig, da auch Eichen-Hainbuchenwälder einen hohen Anteil von Edellaubbäumen aufweisen können
01.162	Sonstige Edellaubbaumwälder	Edellaubbaumwälder mäßig trockener bis feuchter Fels- und Schutthänge sowie frischer bis feuchter Kolluvial- und Alluvial-Standorte	heterogener Typ
01.170	Wassergeprägte Laubwälder		
01.171	Weichholzaunenwälder und -gebüsche		Gebüsche und Wälder sollten getrennt werden.
01.172	Hartholzaunenwälder		
01.173	Bachauenwälder	Erlen- und Eschenwälder der Quellbereiche und Bachauen	
01.174	Bruch- und Sumpfwälder	Birken-, Erlen- und Eschenwälder auf Sumpf- und Moorstandorten	sehr heterogener Typ
01.180	Stark forstlich geprägte Laubwälder		
01.181	Laubbaumbestände aus (überwiegend) nicht einheimischen Arten		Aufteilung nach den wichtigsten Baumarten wäre zweckmäßig
01.182	<i>nicht vergeben</i>		
01.183	Übrige stark forstlich geprägte Laubwälder		sehr heterogener Typ, der sowohl strukturarme Forstbestände als auch schutzwürdige Relikte alter Nieder-Mittel- und Hutewälder umfasst
01.200	Nadelwälder		
01.210	Sandkiefernwälder		Trennung in basenarme und basenreiche Standorte sinnvoll
01.220	Sonstige Nadelwälder		für Hessen hinreichend bestimmt, aber unklare Bezüge zu überregionalen Klassifikationen, Aufteilung nach den wichtigsten Baumarten zweckmäßig
01.300	Mischwälder	Nadelholzreiche Mischwälder	
01.400	Schlagfluren und Vorwald	Waldlichtungsfluren und Pionierwälder	Aufteilung wäre besser
01.500	Waldränder		
[...]			
<b>04.000</b>	<b>Gewässer</b>		
[...]			
04.300	Altwässer und ehemalige Flussstrecken		
04.310	Altarme		
04.320	Altwasser (einschl. Qualmgewässer und Totwässer)	Altwasser/Qualmgewässer	Qualmgewässer sind meist keine ehemaligen Flussabschnitte, sondern Tümpel in Flutmulden (vgl. 04.440)
04.400	Stehende Gewässer		In Hessen gibt es offenbar (abgesehen von 04.300) keine natürlich entstandenen Stillgewässer.
04.410	Stauseen, Talsperren		Diese Nutzungs- bzw. Strukturtypen können im Prinzip Gewässer sehr unterschiedlicher Ausprägung umfassen.
04.420	Teiche		
04.430	Bagger- und Abgrabungsgewässer		
04.440	Temporäre Gewässer und Tümpel	Temporäre Stillgewässer	
[...]			
<b>06.000</b>	<b>Grünland, Magerrasen, Heiden</b>		
06.100	Grünland frischer Standorte		
06.110	Grünland frischer Standorte, extensiv genutzt	Artenreiches Grünland mäßig trockener bis mäßig wechselfeuchter Standorte	Maßgeblich sollte die Artenzusammensetzung und nicht die aktuelle Nutzung sein.
06.120	Grünland frischer Standorte, intensiv genutzt	Artenarmes Intensivgrünland frischer Standorte	
06.200	Grünland (wechsel-)feuchter bis nasser Standorte		
06.210	Grünland feuchter bis nasser Standorte	Artenreiches Grünland feuchter bis nasser, meso- bis eutropher Standorte	Nach der Definition handelt es sich im Wesentlichen um Ausprägungen des <i>Calthion</i> .
06.220	Grünland wechselfeuchter Standorte	Grünland wechselfeuchter, magerer Standorte (2 Subtypen: Artenreiche Stromtalwiesen wechselfeuchter Standorte; Mageres Feuchtgrünland mit Pfeifengras)	Der Typ ist enger gefasst, als die Bezeichnung vermuten lässt (nur Brenndolden- und Pfeifengras-Wiesen i. w. S.). Aufteilung wäre sinnvoll.
06.300	Übrige Grünlandbestände		aufgrund ungenauer Definition schwer zu beurteilen, Überschneidung mit anderen Typen; Einheit für „sonstige“ Ausprägungen aber grundsätzlich sinnvoll



den Stillgewässern nicht der Fall. So gehören z. B. naturnah entwickelte und strukturarme Teiche zum selben Typ, was nicht zweckmäßig ist.

Die Grünlandtypen sollten aus heutiger Sicht stärker differenziert werden (vgl. Anmerkungen in der Liste). Zuordnungsprobleme ergeben sich u. a. bei mäßig artenreichen Ausprägungen (z. B. bei Flutrasen-Gesellschaften, die im Schlüssel nicht aufgeführt sind).

Eine Besonderheit des hessischen Schlüssels ist, dass die Biotoptypen durch Zusatzcodes für

- Habitats und Strukturen,
  - Nutzungen,
  - Umgebung und
  - Untergrund (Gesteinstypen, geologische Formationen)
- weiter differenziert werden können. Da diese Eigenschaften aber neben den Biotoptypen stehen und ihre Anteile nicht quantifiziert werden, sind sie bei Biotopkomplexen bzw. Biotoptypen mit hinsichtlich dieser zusätzlichen Eigenschaften unterschiedlichen Teilflächen nicht im Sinne genauer gefasster Biotop(sub)typen auswertbar. Sie dienen lediglich der „standardisierten Beschreibung der kartierten Gebiete“ (HMULF 1995: 33).

Die „Habitats und Strukturen“ bilden einen recht heterogenen Katalog, der qualitative Merkmale von Biotopen (z. B. Moosreichtum, lückiger Bestand, mäandrierender Gewässerverlauf), Kleinstrukturen (z. B. Ameisenhaufen, stehender Dürrebaum, Schlammbank) und Nutzungs- und Altersstrukturtypen von Wäldern (z. B. ehemaliger Niederwald, Optimalphase) umfasst, aber auch (vorwiegend kleinflächige) Lebensräume, die in anderen Biotopschlüsseln auf der Ebene der Biotoptypen klassifiziert werden (z. B. Schächte/Stollen, Gräben, Lehm/Lösswand, Felshöhlen, Offenböden, Baumreihe). Hieraus können Kartierungs- und Auswertungsprobleme resultieren. Dies gilt besonders für gewässerbegleitende Vegetation, bei der identische Vegetationstypen (die z. T. FFH-Lebensraumtypen entsprechen) bei linearer Ausprägung als Habitatstruktur (z. B. WRH „Gewässerbegleitende Röhrichte und Hochstauden“, WEB „Mehrröhrieger Galeriewald“), bei mehrflächiger Ausdehnung als Biotoptyp zu erfassen sind.

### 6.6.3 Brandenburg

Die aktuelle Klassifikation der Biotoptypen Brandenburgs (LAU BRANDENBURG 2007) ist – im Vergleich zu der früheren Fassung von 1995 und den meisten anderen Landesschlüsseln – sehr detailliert und hierarchisch stark gegliedert, wobei sich der Differenzierungsgrad allerdings je nach Obergruppe stark unterscheidet. Sie wurde in Zusammenarbeit mit der zuständigen Senatsverwaltung von Berlin erarbeitet und liegt daher – in an die Gegebenheiten angepasster Form – auch dem Kartierschlüssel von Berlin zu Grunde (SENATSWERWALTUNG [...] 2005). Die Komplexität der Vorgaben lässt sich bereits am Umfang der Kartieranleitung erahnen (zwei Bände mit zusammen 823 Seiten). Die Kennzeichnung der Typen geht weit über den Standard anderer Kartieranleitungen hinaus (ausführliche Beschreibungen mit Angaben zur Entstehung, Gefährdung und Bestandsituation, Auflistung typischer Tierarten, zahlreiche Farbfotos der Typen und charakteristischer Pflanzenarten u. a.).

Die Typen haben einen bis zu 7-stelligen Zahlen- und einen bis zu 6-stelligen Buchstabencode. Der Buchstabencode ist nach demselben Prinzip wie in Niedersachsen aufgebaut und hat jeweils einen inhaltlichen Bezug zum Biotoptyp. Für Kartierer, die sowohl in Niedersachsen als auch in Brandenburg arbeiten, dürfte es verwirrend sein, dass einige Biotoptypen dieselben Codes aufweisen (z. B. Erlen-Eschenwälder: WE, Hartholzwälder: WH), während sie sich bei anderen völlig unterscheiden (z. B.: WB steht in Niedersachsen für Birken- und Kiefernbruchwälder, in Brandenburg für Rotbuchenwälder).

Die Untertypen können in vielen Fällen nur in Verbindung mit den Bezeichnungen der höheren Hierarchiestufen sinnvoll verwendet werden.

Beispiel:

01120 Flüsse und Ströme (FF)

01121 naturnah, flachuferig mit Ufervegetation (FFR)

01122 naturnah, teilweise steiluferig (FFS)

Eine Besonderheit ist die Ausscheidung von mehreren spezifischen Biotoptypen für Bergbaufolgelandschaften, z. B. „01104 Sickerwasseraustritte oder Quelhänge in der Bergbaufolgelandschaft (FQS)“.

Bei den verschiedenen Obergruppen („Biotopklassen“) können folgende Eigenschaften der Klassifikation hervorgehoben werden:

#### 01 Fließgewässer

- Quellbiotope: Naturnahe Quellen sind zunächst in beschattete sowie unbeschattete und erst dann nach den drei üblichen morphologischen Typen (Sturz-, Sumpf- und Tümpelquelle) gegliedert. Beispiel: „Quellen, unbeschattet (FQU)“, Untertyp: „Sturzquelle (Rheokrene) (FQR)“.
- Bäche und Flüsse: Die naturnahen Fließgewässer sind (verglichen mit anderen Obergruppen) wenig differenziert. Eine Unterteilung nach limnologischen bzw. standörtlichen Unterschieden (z. B. Fließgeschwindigkeit und Substrat) findet nicht statt, sondern eine Zweiteilung in (1) Bäche/kleine Flüsse und (2) Flüsse/Ströme. Weitere Typisierungskriterien sind bei (1) Beschattung und bei (2) flache oder steile Ufer. Beispiel: „naturnahe, unbeschattete Bäche und kleine Flüsse“.
- Gräben und Kanäle gehören ebenfalls zu dieser Obergruppe (also nicht zu den Stillgewässern) und werden nach Beschattung und Naturnähe typisiert. Beispiel: „naturnahe, unbeschattete Gräben“.
- Die Vegetation der Fließgewässer (inkl. Quellen) wird (wie z. B. auch in Österreich, s. 5.5.1) gesondert klassifiziert, gegliedert in die vier Typen „Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzen-Vegetation in Fließgewässern“ und „Röhrichtgesellschaften an Fließgewässern“, „Kurzlebige Pioniervegetation wechselwasser Standorte an Fließgewässern“ und „Strandlinggesellschaften an Fließgewässern“. Diese weisen teilweise mehrere Untertypen auf, die nach Pflanzengesellschaften bzw. dominanten Pflanzenarten gegliedert sind.

#### 02 Standgewässer

- Die stehenden Gewässer gliedern sich zunächst (an der vierten Stelle des Zahlencodes) in sieben (Haupt-)Typen („Biotopgruppen“): (0) Seen (>1 ha, natürlich entstanden), (1) Altarme, (2) perennierende Kleingewässer, (3) temporäre Kleingewässer,

(4) Staugewässer (größere bzw. >5 m tiefe Stauseen), (5) Teiche und (6) Abgrabungsgewässer.

- Die Seen und die Altarme werden detailliert nach Trophie untergegliedert, z. B. „schwach eutrophe, sehr karbonatreiche Seen“. Diese Klassifikation ist fachlich sehr anspruchsvoll und setzt vermutlich weitergehende limnologische Daten oder Untersuchungen voraus.
- Die Kleingewässer, Staugewässer und Teiche werden dagegen (wie die kleineren Fließgewässer) lediglich in naturnah/beschattet, naturnah/unbeschattet und naturfern untergliedert. Hier wäre eine Differenzierung nach Trophie (wenn auch grober als bei den Seen) zweckmäßiger. Allerdings werden dystrophe Kleingewässer abweichend vom Größenkriterium mit den dystrophen Seen zusammengefasst. Die Beschattung ist als Typisierungskriterium problematisch, da es vielfältige Übergänge zwischen voll besont und vollständig beschattet gibt. Ein Unterschied zu den meisten anderen Schlüsseln ist, dass die Naturnähe hier nur ein Unterkriterium ist. Beispiel: „Perennierende Kleingewässer (Sölle, Kolke, Pfuhe etc., < 1ha)“, „naturfern, stark gestört oder verbaut“ als ein Untertyp.
- Die Abgrabungsgewässer werden nach dem abgebauten Substrat gegliedert (Torfstiche, Sand- und Kiesgruben, Steinbrüche etc.). Hier ist kritisch zu hinterfragen, ob nicht bei älteren, aufgelassenen Abgrabungen die konkrete Ausprägung (insbesondere Trophie) für die Typisierung wichtiger ist, als das (ehemalige) Abgrabungsmaterial. Beispiel: „Gewässer in Sand- und Kiesgruben“.
- Auch bei den Stillgewässern wird die Wasservegetation gesondert klassifiziert, gegliedert in zwei Obergruppen mit jeweils zahlreichen (Unter-)Typen: „Schwimmbblatt- und Unterwasserpflanzen-Gesellschaften in Standgewässern“ und „Röhrichtgesellschaften an Standgewässern“; außerdem in drei weitere Typen: „kurzlebige Pioniervegetation wechsellasser Standorte an Standgewässern“ [gemeint sind im Unterschied zu den folgenden Typen Zweizahn-Gesellschaften], „Strandlingsgesellschaften an Standgewässern“, „Zwergbinsen-Gesellschaften an Standgewässern“.

### 03 Anthropogene Rohbodenstandorte und Ruderalfluren

- Innerhalb dieser Obergruppe werden die vegetationsarmen Rohbodenflächen nach Substrat, z. B. „vegetationsfreie und -arme Sandflächen“ und die Ruderalfluren sehr differenziert nach Pflanzengesellschaften untergliedert, z. B. „Wegmalven-Fluren (*Malvion neglectae*)“.
- Zusätzlich gibt es noch die Untergruppe „sonstige Spontanvegetation auf Sekundärstandorten“, die alle Sukzessionsstadien umfasst, die sich nicht eindeutig anderen Typen zuordnen lassen. Die Untergliederung erfolgt sehr detailliert nach Vegetationsstruktur, z. B. „Schilf-Landröhricht auf Sekundärstandorten“.
- Bei allen Typen dieser Obergruppe wird zusätzlich (überwiegend an der 6. Stelle des Codes) der Gehölzanteil in zwei Stufen verschlüsselt.

Aus naturschutzfachlicher bzw. planerischer Sicht muss angesichts der Vielzahl von Typen kritisch hinterfragt werden, wie viel Aufwand bei der Erfassung von mehr oder weniger kurzlebigen, oft kleinflächige Mosaik

bildenden Ruderalfluren und ähnlichen Sukzessionsflächen im Rahmen von Biotopkartierungen gerechtfertigt ist. Weiterhin stellt sich wie bei den Abgrabungsgewässern die Frage, welchen Stellenwert der Sekundärstandort in Relation zur aktuellen Vegetation für die Klassifikation haben sollte (z. B. bei Landröhrichten).

### 04 Moore und Sümpfe

Diese Obergruppe wird nach der Nährstoffversorgung in drei Untergruppen unterteilt:

- „04300 Saure Arm- und Zwischenmoore (oligo- und mesotrophe Moore) (MA)“
- „04400 Basen- und Kalk-Zwischenmoore (mesotroph-subneutrale bis mesotroph-kalkreiche Moore) (MM)“
- „04500 nährstoffreiche (eutrophe bis polytrophe) Moore und Sümpfe (ME)“

Die weitere Unterteilung erfolgt sehr detailliert nach weiteren Abstufungen der Trophie sowie nach Vegetationstypen und -struktur. Anders als bei den meisten anderen Klassifikationen werden hier auch Gebüsche und andere nicht waldartige Moorgehölze als Untertypen einbezogen und nicht einer gesonderten Obergruppe von Gebüschern zugeordnet.

An letzter Stelle des Codes werden zusätzlich noch sieben hydrologische Moortypen (vgl. SUCCOW 1988, 7.4.3.2) verschlüsselt (z. B. Durchströmungsmoor).

Zur Verdeutlichung der stark differenzierten Typisierung ein Beispiel für einen Moortyp mit 6-stelligem Buchstabencode: „Faulbaum- und Faulbaum-Weidenmoore, Gehölzdeckung 10–30 %, Kesselmoor (MAZWGK)“.

Hinzu kommt die landesspezifische Obergruppe „04200 sekundäre Moorbildungen in der Bergbaufolgelandschaft (MB)“, die u. a. nach Trophie gegliedert wird, z. B. „Moorinitiale, basenreicher Standort (MBBI)“.

### 05 Gras- und Staudenfluren

Diese Obergruppe, die nach ihrer Bezeichnung und Vegetation nicht klar von den (halb-) ruderalen Krautfluren der Obergruppe 03 getrennt ist, wird nach Standorten, Nutzungsgrad und davon abhängigen Pflanzengesellschaften in sieben Untergruppen mit jeweils zahlreichen Typen und Untertypen gegliedert:

- 05100 Feuchtwiesen und Feuchtweiden (GF)
- 05110 Frischwiesen und Frischweiden (GM)
- 05120 Trockenrasen (GT)
- 05130 Grünlandbrachen (GA)
- 05140 Staudenfluren und -säume (GS)
- 05150 Intensivgrasland (GI) [inkl. Zier- und Sportrasen]
- 05170 Trittrasen (GL)

An der jeweils letzten Stelle der Codes können noch Gehölzanteile verschlüsselt werden.

Die Typen weisen vielfach pflanzensoziologische Bezeichnungen auf, z. B. „bodensaure Halbtrockenrasen (*Koelerio-Phleion phleoides*)“. Bemerkenswert ist, dass die Borstgrasrasen auf zwei Obergruppen verteilt werden: frische bis feuchte Ausprägungen zu GM, trockene zu GT.

Auf die Problematik der gesonderten Klassifikation von Grünlandbrachen wurde schon bei Österreich (s. 6.5.1) hingewiesen. Bei der sehr detaillierten Gliederung von Brandenburg werden Überschneidungen mit

anderen Typen besonders deutlich, z. B.: „Grünlandbrachen feuchter Standorte, von bultigen Großseggen dominiert (GAFB)“ im Vergleich zu „Seggenriede mit überwiegend bultigen Großseggen (MEB)“.

Ein weiteres Beispiel für die Vorprogrammierung von Kartierungsproblemen sind die Trittrasen, die gleich an drei verschiedenen Stellen verschlüsselt sind: „03260 einjährige, ruderaler Trittpflanzengesellschaften (*Polygono arenastri-Poetea annuae*) (RSP)“, „05107 feuchte bis nasse Trittrasen (*Plantagini-Prunellion*) (GFT)“, „05171 ausdauernder Trittrasen (GLD)“. Angesichts ihrer meist sehr geringen Flächengröße und Bedeutung erscheint dies für einen Biotoptypenschlüssel unverhältnismäßig.

Diskussionsbedürftig sind auch Typen wie „wiedervernässstes Feuchtgrasland (GFN)“ und „Grünlandbrachen, wiedervernässst (GAN)“. Während bei abgetorften Hochmooren langfristig eigenständige und im Gelände gut erkennbare Regenerationsstadien typisiert werden können, sind Typen von wiedervernässstem Grünland fragwürdig. Es handelt sich im Prinzip um Nutzungstypen (hier mit Bezug auf eine bestimmte Entwicklungsmaßnahme), die in der Klassifikation neben Grünlandtypen mit Standort- und Vegetationsbezug stehen, mit denen sie sich inhaltlich mehr oder weniger überschneiden. Die im Kartierschlüssel beschriebenen, im Einzelfall sicher gut kenntlichen Übergangsstadien decken nur einen Teil möglicher Wiedervernässungsstadien ab. Für derartige Varianten ist die Kodierung mit einem Zusatzmerkmal sinnvoller, das einen standort- und vegetationsbezogenen Typ mit der Zusatzinformation „in Entwicklung aufgrund von Wiedervernässung“ versieht.

## 06 Zwergstrauchheiden und Nadelgebüsche

Die Zwergstrauchheiden (HZ) i.e.S. werden in „Feucht- und Moorheiden (HZM)“ und „trockene Sandheiden (HZS)“ unterteilt sowie nach Gehölzanteilen differenziert. Die „Besenginsterheiden (HG)“ sind eher Gebüsche oder Komplexe aus Heiden und Besenginstergebüschen. Die dritte Kategorie mit 2-stelligem Buchstabencode bilden die „Wacholdergebüsche (HW)“, die nach ihrer Wuchsform besser einer weiter gefassten Obergruppe von Gebüschen (vgl. 07) zuzuordnen sind. Wie bereits in 6.3 erwähnt wurde, ist die Bildung einer derartigen ökologisch heterogenen Obergruppe aufgrund der Wuchsformen „Zwergstrauch“ und „Nadelstrauch“ im Rahmen einer Biotopklassifikation nicht zweckmäßig.

## 07 Laubgebüsche, Feldgehölze, Alleen, Baumreihen und Baumgruppen

Die erste Obergruppe „flächige Laubgebüsche (BL)“ wird nach Standorten untergliedert, wobei sich bei dem Typ „Gebüsche nasser Standorte (BLF)“ Unterscheidungsprobleme gegenüber den der Obergruppe 04 zugeordneten Moorgebüschen ergeben können. Ein weiteres Problem resultiert aus den zahlreichen Untertypen der vorhergehenden Obergruppen, die durch Gehölzanteile typisiert sind. Denn diese Gehölzanteile könnten ebenso (in GIS-Karten als eigene kleine Polygone oder als Prozentanteil an einem größeren Polygon) den Gebüschtypen zugeordnet werden. Hier bedarf es einer klaren Vorgabe. Einfacher und für homogene Flächenbilanzen sinnvoller wäre es, wenn Teilbereiche mit Gehölzaufwuchs im Offenland

grundsätzlich Biotoptypen einer Obergruppe „Gebüsche/Gehölze“ zugeordnet würden.

Es folgen Strukturtypen, die sich nicht grundlegend von anderen Klassifikationen unterscheiden, aber erheblich stärker untergliedert sind: „Feldgehölze (BF)“, „Waldmäntel (BW)“, „Hecken und Windschutzstreifen (BH)“, „Alleen und Baumreihen (BR)“, „Solitärreihen/alleen (BK)“, „flächige Obstbestände (Streuobstwiesen) (BS)“, „streifenförmige Obstgehölze (Alleen oder Reihen) (BO)“, „standorttypischer Gehölzsaum an Gewässern (BG)“, „Intensiv-Obstanlage (BI)“. Subtypen sind teils nach Standorten, teils nach dem Anteil heimischer Gehölzarten sowie diversen Strukturparametern differenziert, z. B. „Baumreihen, mehr oder weniger geschlossen und in gesundem Zustand, überwiegend heimische Baumarten, überwiegend Altbäume (BRAGA).“

Zu hinterfragen ist die Sonderbehandlung von Obst- und Kopfbäumen, bei denen reihen- oder alleeförmige Bestände gesondert und nicht der Kategorie „Baumreihen und Alleen“ zugeordnet werden. Dies erschwert u. a. die leichte Zuordnung von Obergruppen nach Luftbilddauswertung (Allee gut erkennbar, Obstbäume nur bedingt, Kopfbäume im belaubten Zustand nicht).

Bei dem Typ „Standorttypischer Gehölzsaum an Gewässern (BG)“ ergeben sich aufgrund der Bezeichnung inhaltliche Überschneidungen mit Typen der Feuchtgebüsche oder galerieartigen Auwaldrelikten, denen flächenhafte Ausprägungen nach den Kartierungshinweisen zuzuordnen sind. Es handelt sich um einen Strukturtyp mit grobem Standortbezug und einer Bewertung der Gehölzartenzusammensetzung. Bei derartigen Gehölzbeständen ist grundsätzlich zu klären: Sind sie Strukturmerkmale anderer Biotoptypen (z. B. Bach) oder eigene Biotoptypen? (s. 7.4.5)

Beispielhaft sei bei dieser Obergruppe darauf hingewiesen, dass der sehr komplexe Zahlencode dieses Schlüssels durch die gleichrangige Verwendung der Zahl 0 missverständlich ist. So haben die flächigen Laubgebüsche den Code 07100 und die Feldgehölze den Code 07110. Bei den meisten anderen Schlüsseln wäre ein Typ 7110 (vgl. Schreibweise 7.1.1) der erste Typ der Obergruppe 7100 (vgl. Schreibweise 7.1). Hier folgt dagegen eine Untergruppe 1 (7.1.1) auf eine Untergruppe 0 (7.1.0). Außerdem weist der Schlüssel viele Lücken in der Nummerierung auf, was vermutlich auf Änderungen gegenüber früheren Versionen zurückzuführen ist (Vergabe neuer Codes bei deutlich abweichender neuer Klassifikation). Beispiel: Schlüssel von 1995: „04100 Torfmoosmoore (MT)“, Schlüssel von 2007: „04300 Saure Arm- und Zwischenmoore (Oligo- und mesotrophe Moore) (MA)“, der Code 4100 ist entfallen. Dies hat datentechnische Vorteile, ist für den Anwender aber unübersichtlich.

## 08 Wälder und Forsten

Die erste Untergruppe bilden Moor- und Bruchwälder (WM). Diese werden zunächst nach dominanten Baumarten (Kiefer, Birke, Erle) und dann detailliert nach Pflanzengesellschaften gegliedert (u. a. zehn Typen von Erlenbruchwäldern, z. B. „Wasserfeder-Schwarz-erlenwald [WMAH]“).

Auch die weiteren Untergruppen werden nach Waldgesellschaften klassifiziert, von den Erlen-Eschenwäldern bis zu den Kiefern- und Fichtenwäldern. Die vegetationskundliche Gliederung ist vielfach sehr detailliert und geht deutlich über den üblichen Standard

von Biotopkartierungen hinaus. So gibt es sieben Untertypen bodensaurer Buchenwälder (z. B. „Hagermoos-Buchenwald [WBSD]“), acht Untertypen von trockenen Eichen-Hainbuchenwäldern (z. B. „Hainrispen-Winterlinden-Hainbuchenwald [WCMR]“) und fünf Untertypen trockenwarmer Eichenmischwälder (z. B. „Berghaarstrang-Eichen-Trockenwald [WTP]“).

Ungewöhnlich stark werden auch die „Vorwälder (WV)“ gegliedert, nach Standorten und dominanten Baumarten. So findet sich z. B. je ein Typ von Birken-Vorwald auf trockenen (WVTW), frischen (WVMW) und feuchten Standorten (WVFW).

Problematisch ist der Typ 08290 „naturnahe Laubwälder und Laub-Nadel-Mischwälder mit heimischen Baumarten (WS)“, der in vier Standort-Subtypen untergliedert wird. Gemeint sind Wälder aus gebietsheimischen Arten mit standortgemäßer Bodenvegetation, die sich weder den naturnahen Waldgesellschaften zuordnen lassen (so dass das Adjektiv „naturnah“ unpassend erscheint), noch Forstbiotope (s.u.) sind. Die Unterscheidung von den in der Klassifikation folgenden Forsttypen ist sicher in vielen Fällen sehr schwierig, da diese ebenfalls zahlreiche Subtypen aus heimischen Baumarten enthalten. Auch die Unterscheidung von den naturnahen Wäldern der ersten Obergruppen ist nicht unbedingt eindeutig, bedenkt man etwa die Fachdiskussionen über die Naturnähe von Eichen-Hainbuchenwäldern innerhalb des Buchenareals. Es ist daher bei Wäldern grundsätzlich anzustreben, die Biotoptypen (im Unterschied zu Pflanzengesellschaften) hinsichtlich der Anteile heimischer, standortgerechter Baumarten weiter zu fassen, um die Zahl der Typen zu begrenzen. Im brandenburgischen Schlüssel ergibt sich durch die große Zahl an Wald- und Forsttypen ein unübersichtliches Bild.

Die Forste (08300 – 08600) werden in eine schwer zu überblickende Vielzahl verschiedener Typen unterteilt, die sich durch die dominanten Baumarten und verschiedene Kombinationen von Baumarten unterscheiden, z. B. 8600 „Nadelholzforsten mit Laubholzarten (naturferne Forsten) (WA)“, Untertyp mit Hauptbaumart Douglasie und Mischbaumart Buche (08612, WADB).

Zusätzlich werden die Eichen- und die Kiefernforste in zahlreiche „Forstgesellschaften“ unterteilt, z. B. 0831XX24 „Sauerklee-Blaubeer-Eichenforst (WLQxxMV)“ oder 0848XX26 „Himbeer-Drahtschmielen-Kiefernforst (WNKxxMR)“. An den mit „x“ markierten Stellen der Codes werden Misch- und Nebenbaumarten mit ihren Kennzahlen bzw. -buchstaben codiert. Auf diese Weise werden bei Kiefernwäldern und -forsten auf Mineralböden auf der Untertypen-Ebene unterschieden (ohne die zusätzlich mögliche Untergliederung nach Mischbaumarten):

- 5 Untertypen naturnäherer Kiefernwälder,
- 1 Untertyp mit trockenen Kiefern-Vorwäldern,
- 21 Untertypen von Kiefernforstgesellschaften.

Die Vielzahl von Forsttypen könnte eigentlich nur dann mit vertretbarem Aufwand zugeordnet werden, wenn sie EDV-technisch aus Forsteinrichtungsdaten ableitbar wären. Auch dann ergäbe sich die Frage, wozu bei naturschutzfachlichen bzw. landschaftsplanerischen Auswertungen eine derart feine Aufteilung benötigt wird. Verwunderlich ist in diesem Zusammenhang, warum die Forste so stark nach verschiedenen Baumartenkombinationen gegliedert werden, nicht aber die naturnahen Wälder. Allerdings wird in der

Kartieranleitung darauf hingewiesen, dass die Codierung der Mischbaumarten nur bei flächendeckenden Kartierungen im Rahmen von Planverfahren etc. anzuwenden sind, bei denen die Artenzusammensetzung nicht durch Erfassungsbögen dokumentiert wird.

### 09 Äcker

Die Äcker werden zunächst nach Nutzungsintensität (extensiv, intensiv, Brache, Wildäcker) und dann nach Standorten unterteilt, z. B. „Extensiv genutzte Sandäcker (LAS)“ als Untertyp der „Extensiv genutzten Äcker (LA)“. Aus planerischer und auch kartierungstechnischer Sicht ist die vorrangige Gliederung nach Standorten vorteilhafter, weil diese Zuordnung durch Überlagerung mit Bodenkarten (abgesehen von deren Ungenauigkeiten) problemlos möglich ist, während die Entscheidung über die Nutzungsintensität nur im Gelände anhand der Begleitflora möglich ist, sich kurzfristig ändern kann und oft nicht eindeutig einzuschätzen ist.

### 10 Biotope der Grün- und Freiflächen

Diese Obergruppe umfasst diverse Nutzungstypen von Grünanlagen und sonstigen Freiflächen inkl. locker bzw. teilflächig bebauter Flächen wie Campingplätze, Freibäder und Wochenendhaus-Gebiete. Je nach Kartierungszweck können einzelne Biotoptypen auch gesonderten Typen der anderen Obergruppen zugeordnet werden (z. B. „Zierrasen/Scherrasen [GZ]“).

Etwas deplatziert wirken hier folgende Nutzungs- und Strukturtypen: „Energieleitungstrassen (PRE)“ und „Waldschneisen (PRW)“. Da diese vorwiegend im unbesiedelten Bereich vorkommen und da in derartigen Bereichen verschiedenste Vegetationstypen auftreten können, die i. d. R. problemlos den umfassend gegliederten Biotoptypen dieses Schlüssels zuzuordnen sind, erscheinen diese Einheiten entbehrlich – abgesehen von gesondert typisierbaren Freileitungen (v. a. Hochspannungsleitungen), deren Verlauf bei Kartierungen für Landschaftsplanungen erfasst werden sollte.

Auch der Strukturtyp „Trockenmauern (PM)“ steht hier etwas isoliert, da sonstige alte Mauern der Obergruppe 12 und Steinwälle der Obergruppe 11 zugeordnet sind.

### 11 Sonderbiotope

Diese Obergruppe umfasst eine sehr heterogene Zusammenstellung unterschiedlichster naturnaher und anthropogener Biotope, Geotope, kulturgeschichtlicher Objekte und Kleinstrukturen, wie z. B. „Binnensalzstellen (AS)“, „Binnendünen (AD)“, „Erosionstäler, Trockentäler (Rummeln) (AET)“, „Oser, Drumlins, Kames (AGF)“, „alte Dorfstellen (Wüstungen) (AGD)“, „Findlinge (> 1m<sup>3</sup>) (AF)“, „Sand- oder Kiesgruben (ATK)“ oder „Deiche und Dämme (AX)“. Da sich viele dieser Typen hinsichtlich ihrer Vegetation mit unterschiedlichsten Biotoptypen überschneiden, erscheint ihre gleichrangige Auflistung in einem Biotoptypenschlüssel nicht sinnvoll.

Bemerkenswert und kritisch zu hinterfragen ist, dass der Typ „Erdfälle (AK)“ sowohl die (in Brandenburg sehr seltenen) natürlichen Ausprägungen über Gips als auch Bruchfelder über alten Bergwerksstollen umfasst. Gerade bei geomorphologisch definierten Typen (oder bei entsprechenden Zusatzmerkmalen in Schlüsseln anderer Länder) sollten natürliche und

anthropogene Entstehungsformen im Hinblick auf ihre Bewertung getrennt werden.

## 12 Bebaute Gebiete, Verkehrsanlagen und Sonderflächen

Diese Obergruppe umfasst die allgemein üblichen Biotopkomplexe und Nutzungstypen der verschiedenen Siedlungsformen, Industriegebiete, Verkehrsflächen, Deponien etc. Eine große Typenzahl ergibt sich durch eine Unterteilung nach verschiedenen Baumbeständen und sonstigen Grünflächen innerhalb der Bauflächen, z. B. „Blockrandbebauung mit Obstbaumbestand (OSGO)“.

**Fazit:** Die Anleitung zur Biotopkartierung von Brandenburg verkörpert im Vergleich aller Biotoptypen-schlüssel des deutschsprachigen Raums das Maximum an Komplexität. Sie zeigt, wie eine Biotopklassifikation auf vegetationskundlicher und landschaftsökologischer Grundlage auf hohem fachlichem Niveau verfeinert werden kann. Ausgehend von den finanziellen Rahmenbedingungen für Biotopkartierungen, der Qualifikation durchschnittlicher Kartierer und den vorherrschenden fachlichen Anforderungen an die Daten ist allerdings kritisch zu hinterfragen, ob die Aufwand-Nutzen-Relation angemessen ist, insbesondere bei weniger bedeutsamen Typen wie Trittrasen, Forsten oder diversen Sukzessionsstadien. Die Klassifikation könnte ohne übermäßigen Substanzverlust deutlich vereinfacht werden, wenn einige sich überschneidende oder nur wenig unterscheidende, naturschutzfachlich annähernd gleichwertige Typen zusammengefasst würden.

### 6.6.4 Mecklenburg-Vorpommern

Die Klassifikation der Kartieranleitung von Mecklenburg-Vorpommern (KARL 1998) ähnelt hinsichtlich Aufbau (z. B. Reihenfolge der Obergruppen) und Gliederungstiefe der niedersächsischen (v. DRACHENFELS 2004 und frühere Versionen). Auf eine ausführliche Analyse der Klassifikation wird daher verzichtet. Auch sie beinhaltet neben der numerischen Gliederung Buchstabencodes mit inhaltlichem Bezug zum jeweiligen Typ, die – wie bei Brandenburg – teils dieselben sind wie im niedersächsischen Schlüssel, teils davon (und auch von Brandenburg) abweichen.

Ein Unterschied zum niedersächsischen Schlüssel ist, dass bei den Gebüschern, nicht waldartigen Gehölzbeständen sowie Moorwäldern vom Gliederungsprinzip nach Vegetationsformationen teilweise abgewichen wird. Birken- und Kiefernmoorwälder sind nicht der Obergruppe 1 „Wälder“, sondern der Obergruppe 7 „Oligo- und mesotrophe Moore“, Moor- und Ufergehölze nicht der Obergruppe 2 „Feldgehölze, Alleen und Baumreihen“, sondern der Obergruppe 6 „Waldfreie Biotope der eutrophen Moore, Sümpfe und Ufer“ zugeordnet.

Bei den Feuchtwäldern ist der Wasserhaushalt vorrangiges Gliederungskriterium, während Trophie und Baumarten erst auf der Ebene der Untertypen zur Differenzierung herangezogen werden. So umfasst die Einheit „Moor-, Bruch- und Sumpfwald überstauter nasser Standorte (WN)“ u. a. folgende Untertypen:

„Birken- (und Erlen-)Bruch nasser, mesotropher Standorte (WNA)“ und „Erlen-Eschenwald (WNE)“.

Bei den trockeneren Standorten sind die Hauptbaumarten erstes Typisierungskriterium (Hainbuchenwald, Buchenwald, Eichenwald, Kiefernwald).

Die Typen der weniger naturnahen Wälder („Sonstige Wälder“) werden nicht als Forst, sondern neutral als „Bestand“ bezeichnet. Dabei ergeben sich z. T. Abgrenzungsprobleme zu den anderen Waldtypen. Dies gilt insbesondere für den Typ „Buchenbestand“, der sich vom Typ „Naturnaher Buchenwald“ nur durch Strukturarmut unterscheidet. So müssten junge und mittelalte Buchen-Hallenbestände basenarmer Standorte aufgrund kaum entwickelter Krautschicht, fehlender Schichtung sowie Mangel an Alt- und Totholz als „Buchenbestand“ kartiert werden, wären aber nach stärkerer Durchforstung und daraus resultierender Buchen-Naturverjüngung gemäß Kartieranleitung als „Naturnaher Buchenwald“ einzustufen.

Eine Besonderheit ist die Verwendung von zusätzlichen „Überlagerungscodes“ für Kartiereinheiten, die geologische, geohydrologische oder landschaftsökologische Sachverhalte abbilden. Dabei handelt es sich um:

- Hydrologische Moortypen, z. B. „Verlandungsmoor“
- Geomorphologische Fließgewässertypen, z. B. „Kerbtalbach/-fluss“
- Besondere geologische Bildungen (Geotope), die in Mecklenburg-Vorpommern z. T. gesetzlich geschützt sind, z. B. „Soll“, „Offene Binnendüne“.
- Heckentypen, z. B. „Knick (Wallhecke)“

Die Kombination von vegetationsbezogenen Biotoptypen als Hauptcode und Geotop-, Fließgewässer- oder Moortypen als Überlagerungscodes ermöglicht die Verschlüsselung standörtlich genauer gekennzeichnete Biotope ohne die Zahl der Typen stark zu erhöhen. Beispiel: Verlandungsmoor (Überlagerungscode UMW) mit Erlenbruch nasser, eutropher Standorte (Hauptcode: 70 % WNR) und bultigem Großseggenried (Nebencode 30 % VGB).

Die Heckentypen könnten dagegen auch als Biotoptypen gefasst werden, was aber bei einer so intensiven Gliederung wie in Mecklenburg-Vorpommern zu einer sehr hohen Zahl von Typen führen würde. Die Kategorie „Feldhecke“ besteht aus fünf allgemeinen Strukturtypen (z. B. „Baumhecke“). Die fünf Typen der Überlagerungscodes ermöglichen die Zuordnung eines kulturhistorischen oder speziellen strukturellen Heckentyps (z. B. „Doppelhecke“, „Redder“).

Methodisch zweckmäßig sind die Kartiervorgaben für Abgrabungsflächen. Die betreffenden Typen (z. B. „Sand- bzw. Kiesgrube [XAK]“) sind Haupt- oder Nebencode nur für ihre Offenbodenbereiche und Überlagerungscodes für Teilflächen mit z. B. Sandtrockenrasen. So wird die Überschneidung von Biotop- und Nutzungstypen bei Flächenbilanzen vermieden. Entsprechende Hinweise fehlen aber bei anderen Nutzungstypen wie „Flugplatz (OVX)“ oder „Deich/Damm (OWD)“, die ebenfalls gleichzeitig vegetationsbestimmte Biotoptypen aufweisen können.

Anders als im niedersächsischen Schlüssel bezeichnen Nebencodes hier Erfassungseinheiten mit geringeren Flächenanteilen, während sie in Niedersachsen u. a. auch Überlagerungscodes im Sinne der Anleitung von Mecklenburg-Vorpommern sind.

Aufgrund der naturräumlichen Eigenart großer Landesteile bilden Niedermoorbiotope einen Schwerpunkt der Klassifikation. Dabei wird konsequent darauf geachtet, verschiedene Degradationsstadien gesondert zu typisieren, z. B.: „Erlen- (und Birken-)Bruch feuchter eutropher Standorte (WFR)“, „Erlen- und Birkenwald stark entwässerter Standorte (WFD)“, „Hochstaudenflur stark entwässerter Moor- und Sumpfstandorte (VHD)“, „Feuchtgebüsch stark entwässerter Standorte (VWD)“.

Schwierigkeiten ergeben sich mit der Zuordnung von Binsensümpfen. Flatterbinsenriede gehören offenbar (aber nicht eindeutig) zum Typ „Sumpfreitgrasried“, was nicht zweckmäßig erscheint. Außerdem ist die gesonderte Typisierung von „Quellvegetation (VQ)“, getrennt vom „Quellbereich (FQ)“ wegen der Kleinflächigkeit dieser Biotope unzweckmäßig (vgl. z. B. auch 6.5.1).

Ähnlich wie der hessische Schlüssel sieht die Kartieranleitung von Mecklenburg-Vorpommern zahlreiche weitere Codes für Strukturmerkmale der Biotoptypen vor, z. B. HDM = „stark entwickelte Moosschicht“ bei Wäldern, CPK = „mäßig verkrautet“ bei Fließgewässern oder CZF = „Flachufer“ bei Stillgewässern. Einzelne dieser Codes für „Habitate und Strukturen“ sind in anderen Schlüsseln als Biotoptypen aufgeführt, z. B. DGW = „Offene Steilwand“, DGO = „Offenboden“ oder DHK = „Kopfbäume“, andere entsprechen z. B. den Zusatzmerkmalen im niedersächsischen Schlüssel (z. B. Altersstadien von Wäldern, Nutzungsformen wie Niederwald).

Insgesamt ist diese Biotopklassifikation übersichtlich und – und abgesehen von Details – überwiegend logisch aufgebaut sowie hinsichtlich ihrer Gliederungstiefe pragmatisch ausgerichtet.

### 6.6.5 Thüringen

In Thüringen gibt es eine Kartieranleitung für die selektive „Offenland-Biotopkartierung“ (TLUG 2001) und eine „zur flächendeckenden Waldbiotopkartierung“ (WBK) (LWF & TLU 1996). Die Offenlandkartierung berücksichtigt bestockte Flächen bis zu einer Größe von 1 ha, aber nur, sofern sie nicht zu einem Forstrevier gehören, das von der WBK erfasst wird. Von Wald eingeschlossene Offenlandbiotope werden von der WBK bis zu einer Größe von 1 ha mit kartiert. Naturgemäß entstehen dabei Zweifelsfälle (z. B. bei verbuschten Magerrasen), die „zu einer doppelten Bearbeitung mit widersprüchlichen Aussagen“ führen können (TLUG 2001: 18). Bei einer einheitlichen Kartieranleitung (z. B. in Sachsen) und guter Zusammenarbeit muss eine arbeitsteilige Kartierung kein Nachteil sein. Grundsätzlich ist aber die Kartierung von Wald und Offenland in einem Arbeitsgang insbesondere bei selektiven Erfassungen fachlich zu bevorzugen, da bei Biotopkomplexen eine zusammenfassende Bewertung von offenen und bewaldeten Teilflächen geboten ist.

### 6.6.5.1 Offenland

Das Codesystem der Thüringer Biotopkartierung im Offenland basiert auf der für Luftbildinterpretationen entwickelten „Systematik der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung“ (AG NATURSCHUTZ DER LANDESÄMTER, LANDEANSTALTEN UND LANDESUMWELTÄMTER, ARBEITSGRUPPE CIR-BILDFLUG 1995), vgl. Abschnitt 6.4.3. Dies ist dadurch begründet, dass zunächst (1994–1997) eine Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung in Form einer Interpretation von CIR-Luftbildern durchgeführt wurde. Diese Luftbildinterpretation bildete die Basis für die terrestrische Offenlandkartierung. Die Anlehnung an den o.g. Bundesschlüssel erwies sich aus Sicht des Landes als Nachteil, weil er für terrestrische Kartierungen weniger geeignet ist (WESTHUS & FABER 1998).

Die Klassifikation der selektiv im Gelände zu kartierenden Biotoptypen weist keine Besonderheiten auf. Typisierung und Gliederungstiefe entsprechen anderen Anleitungen für landesweite selektive Kartierungen (z. B. Sachsen, Niedersachsen).

Von methodischem Interesse ist die Codierungsform. Es handelt sich zunächst um vierstellige Zahlen-codes für Biotop- bzw. Nutzungstypen. Bei einem Teil der Typen kommen im Rahmen der Geländekartierung noch weitere Teilcodes hinzu:

- ein dreistelliger Ausprägungscode
  - ein einstelliger Gehölzbedeckungscode (z. B. 1 = „Gehölzaufwuchs kleiner 10 % Deckung“)
  - ein zweistelliger Sonderstandortcode
- Diese entsprechen im Prinzip den Überlagerungscodes in Mecklenburg-Vorpommern bzw. einem Teil der Zusatzmerkmale und Nebencodes in Niedersachsen. Ein Buchstabencode wird nicht verwendet.

Der Ausprägungscode findet insbesondere bei Gewässern und bei einzelnen gehölzreichen Biotopen Anwendung. Beispiele:

- 2511100: 2511 Kleines Standgewässer, strukturreich /...100 Unterwasser- und Schwimmblattvegetation.
- 6510211: 6510 Streuobstbestand /...211 mit Unterwuchs aus Trocken-/Halbtrockenrasen, basiphil.

Am Beispiel der „Gehölzbedeckungscodes“ kann an dieser Stelle die spezielle Problematik gehölzreicher Offenlandbiotope aufgezeigt werden, die sich in allen Kartierschlüsseln mit verschiedenen Typisierungsvarianten wiederfindet. Dabei geht es um drei Alternativen:

- 1) Der Gehölzanteil ist ein zusätzliches Merkmal des jeweiligen Offenlandbiotops (z. B. Verbuschungsgrad)
- 2) Biotope mit einer Kombination aus gehölzfreien Vegetationsbeständen und Gehölzen sind eigenständige Typen (z. B. Streuobstwiese, Wacholderheide)
- 3) Es handelt sich um Komplexe aus mindestens zwei verschiedenen Biotoptypen, die gesondert typisiert und mit ihren Abgrenzungen oder prozentualen Flächenanteilen zu erfassen sind (z. B. Kalkmagerrasen mit eingestreuten Wacholdergebüsch).

In den meisten Schlüsseln werden alle drei Möglichkeiten kombiniert. In Thüringen ist u. a. folgende Kartiervorschrift zu beachten: „Bei Gehölzaufwuchs von mehr als 70 % Deckungsanteil wird der entsprechende Gehölzbiototyp [...] codiert, sofern die Mindestgröße

des Biotoptyps erreicht ist (bei Feldgehölzen 500 m<sup>2</sup>, bei Gebüsch 100 m<sup>2</sup>)“ (TLUG 2001: 56).

Im Ergebnis sind die jeweiligen Gebüsch- oder Gehölztypen teils als eigene Einheiten erfasst und auswertbar, teils ein nicht typspezifischer Zusatzcode (s. 7.4.5.2).

Einer besonderen Betrachtung bedarf auch der „Sonderstandortcode“. Zwei Typen – Erdfälle und Hohlwege – finden ausschließlich als Sonderstandortcode Verwendung, der an die Haupt- und sonstigen Codes angehängt wird. Dies ermöglicht, einen vegetationsbestimmten Biotoptyp gleichzeitig diesen in Thüringen gesetzlich geschützten Geotop- bzw. Strukturtypen zuzuordnen.

Andere Typen werden in Thüringen als Hauptcode oder als Sonderstandortcode erfasst, z. B. Steinriegel, Felsen oder Abgrabungsflächen. Beträgt die Vegetationsdeckung weniger als 30 % werden diese als Biotoptyp erfasst (z. B. 5810 Felsen), bei mehr als 30 % als Sonderstandortcode (z. B. ...09 für Felsen). Auf diese Weise kann die Kombination von zwei Typen in einem Code zum Ausdruck gebracht werden, was die Datenverarbeitung erleichtert. Nachteilig ist, dass somit für diese Einheiten zwei verschiedene Codes definiert werden müssen, während ein Prinzip von Haupt- und Nebencodes (bzw. Überlagerungscodes) grundsätzlich beliebige Kombinationen ohne zusätzliche Codes ermöglicht.

#### 6.6.5.2 Wald

Ziel der Waldbiotopkartierung ist „die naturraumbegrenzte flächendeckende Erfassung und Dokumentation der aktuellen Naturausstattung sowie die Beurteilung des forstlichen und naturschutzfachlichen Wertes aller Biotope in Waldgebieten“ (LWF & TLU 1996).

Wesentliche Unterschiede zur Offenlandkartierung sind somit der flächendeckende Ansatz sowie die Einbeziehung forstlicher Bewertungskriterien.

Die Biotoptypen der Wälder werden in drei Kategorien unterteilt:

- Naturbestimmte Wälder (N): Dominanz von Baumarten des Naturwaldes (pnV), wobei ihre Hauptbaumart(en) einen Anteil von über 25 % einnehmen.
- Pionierwälder (P): durch Gehölzanflug entstandene Bestände auf zuvor waldfreien Standorten bzw. auf längere Zeit unbestockten Waldflächen. Forstwirtschaftlich begründete Ausnahmen sind Flächen, auf denen die angeflogenen Baumarten als Wirtschaftsbaumarten eingestuft werden oder eine dienende Funktion für Bestände von Wirtschaftsbaumarten haben.
- Kulturbestimmte Wälder (K): Die Hauptbaumarten des Naturwaldes fehlen oder haben einen Anteil von unter 25 %.

In Wälder eingestreute Biotoptypen des Offenlandes werden bis zu einer Flächengröße von 1 ha miterfasst. Diese werden anders typisiert und codiert als die entsprechenden Biotope in der Offenlandkartierung, was für landesweite Auswertungen zweifellos sehr nachteilig ist. Bemerkenswert ist u. a., dass im Schlüssel der Waldbiotopkartierung fünf Typen von Feuchtgrünland unterschieden werden (obwohl nur kleine Waldwiesen erfasst werden), bei der Offenlandkartierung dagegen

nur zwei Typen. Ursache für die Abweichungen der Typisierung ist, dass die Waldbiotopkartierung zu einem Zeitpunkt begonnen wurde, als noch kein Gesamtkonzept für die Fortführung der Biotopkartierung in Thüringen vorlag (vgl. WESTHUS & FABER 1998).

Die Waldbiotoptypen werden aufgrund von Baumartenzusammensetzung und Bodenvegetation abgegrenzt. Zusätzlich werden berücksichtigt:

- „Stadium der Bestandsentwicklung“: hier werden elf Stadien unterschieden, z. B. 1 (Anwuchs-, Aufwuchs- und Jungwuchsstadium), 3 (Stangenholzstadium) oder 8 (starkes Baumholzstadium mit Verlichtung).
- „Bestandsstruktur“: hierunter wird die Schichtung verstanden. Dabei werden sechs Kategorien unterschieden, von 0 = Blöße über 1 (einschichtig) bis 5 (mehrschichtig mit plenterartiger Einzelmischung).

Die Bewertung der Naturnähe wurde in Abschnitt 4.2.1 vorgestellt.

Die Typisierung und Bezeichnung der „naturbestimmten Wälder“ beruht auf dominanten Baumarten sowie detailliert beschriebenen Standorten und entspricht somit durchgehend sehr konsequent dem Biotoptypprinzip (Bezug auf Vegetation und Standort). Beispiele:

- N 101 Buchen(misch)wald auf eutrophen frischen bis mäßig trockenen Standorten im kollinen bis submontanen Bereich
- N 601 Roterlenwald in Bachtälern und an Quellstellen im kollinen bis hochmontanen Bereich

Nachteilig ist, dass bei den Feuchtwäldern keine eigenen Typen für Ausprägungen mit gestörtem Wasserhaushalt vorgesehen sind.

Die Pionierwälder werden dagegen ohne unmittelbaren Standortbezug nach den dominanten Baumarten gegliedert (z. B. P 102 Birken-Pionierwald). Dies gilt ebenso für die „kulturbestimmten Wälder“ (z. B. K 301 Kulturbestimmter Lärchenwald).

Die K-Typen mit Dominanz heimischer Baumarten können nach dieser Kartieranleitung nicht sicher von entsprechenden N-Typen unterschieden werden, da Definitionen fehlen. Es muss also zunächst die pnV auf der Basis einer Standortkartierung bestimmt werden, um danach die Einordnung als N- oder K-Typ vorzunehmen.

Besonders schwierig erscheint dabei die Unterscheidung im Bereich der Eichenwälder. So dürfte z. B. der Biotoptyp N 202 „Eichen-Hainbuchenwald auf eutrophen frischen bis mäßig trockenen Standorten“ nach seiner Beschreibung in der Regel eine Ersatzgesellschaft mesophiler Buchenwälder sein, so dass derartige Bestände bei einem Buchenanteil von <25 % stattdessen dem Biotoptyp K 501 „Kulturbestimmter Eichenwald (aus Stiel- und/oder Traubeneiche)“ zuzuordnen sind.

Eine Zweiteilung in „naturbestimmte“ und „kulturbestimmte“ Wälder ist aus naturschutzfachlicher Sicht problematisch; zum einen, weil sie zu sehr von bestimmten Einschätzungen der pnV abhängig ist; zum anderen, weil gerade die vielfach aus historischen Waldnutzungsformen hervorgegangenen Eichenmischwälder zwar einerseits „kulturbestimmt“ sind, andererseits aber schutzwürdige Lebensräume gefährdeter Arten und Elemente historischer Kulturlandschaften.

Daher müssten die naturbestimmten Typen entweder weiter ausgelegt werden oder es müsste – und das wäre bei diesem Ansatz konsequenter – eine vierte Gruppe von „halbnatürlichen“ Wäldern, ergänzt werden, die ähnlich wie Heiden oder Magerrasen schutzwürdige Biotope der (historischen) Kulturlandschaft sind.

### 6.6.6 Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz

In der aktuellen Kartieranleitung von Rheinland-Pfalz (CORDES & CONZE 2007) wird weitgehend die Klassifikation von Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW 2002) übernommen und lediglich an die naturräumlichen Besonderheiten des Landes angepasst (Ergänzung und Streichung einzelner Typen). Da nun beide Länder mit einer weitgehend identischen Klassifikation arbeiten (grundsätzlich ein sinnvolles Vorgehen!), ist ihre Analyse von besonderem Interesse.

Allgemein ist festzustellen, dass hier statt sinnfälliger Buchstabencodes wie in Niedersachsen oder Brandenburg abstrakte Codes aus Buchstaben und Zahlen verwendet werden. Bei Untertypen mit der Ziffer 0 im Code ergeben sich Redundanzen und unklare Hierarchien (s.u.). Die Eigenheiten der sehr umfangreichen Klassifikation sollen anhand einiger Beispiele analysiert werden:

Beispiel 1: Vorrangiges Gliederungskriterium ist die dominante Baumart (hier Obergruppe AA „Buchenwald“). Die Biotoptypen werden teils nach Baumartenzusammensetzung (AA0 bis AA4), teils nach Pflanzengesellschaften (AA5-AA6), teils nach Standort (AA7) gegliedert. Dabei werden Buchenwälder bodensaurer und basenreicher Standorte zusammengefasst. Die Gliederung der übrigen von jeweils bestimmten Baumarten geprägten Waldtypen ist entsprechend. Diese heterogene Typisierung auf der zweiten Hierarchiestufe ist nicht zweckmäßig. Auf einer Hierarchiestufe sollte die Gliederung der Typen grundsätzlich nach einheitlichen Kriterien erfolgen (z. B. entweder

Baumarten oder Standorte). Der Vegetationstyp „Zahnwurz-Buchenwald“ ist zudem als Biotoptyp schlecht geeignet, da er (anders als der Orchideen-Buchenwald) nicht hinreichend eindeutig mit bestimmten Standorten korreliert ist. So gibt es in Rheinland-Pfalz nach Kenntnis des Verf. auch auf mäßig basenreichen Standorten (über Tonschiefer und Grauwacke) der kollinen Stufe Buchenwälder mit zahlreichem Vorkommen der Zwiebel-Zahnwurz (*Cardamine bulbifera*), die nicht zu der zitierten Definition von AA6 passen.

Auffallend ist, dass auch Wälder aus gebietsfremden Baumarten als „Wald“ und nicht wie in den meisten anderen Schlüsseln als „Forst“ bezeichnet werden. Dies ist begrifflich nicht zu beanstanden, kann aber ohne zusätzliche Adjektive (wie „standortfremd“) zu Missverständnissen führen (z. B. AJ0 „Fichtenwald“: Aus Bezeichnung und Definition wird nicht deutlich, dass es sich hierbei in Rheinland-Pfalz ausschließlich um standortfremde Bestände handelt).

Durch die sehr konsequente Verwendung der dominanten Baumart als Gliederungskriterium der ersten Hierarchiestufe der Wälder ergibt sich auf Standorten, die üblicherweise Mischbestände tragen (z. B. Eichen-Hainbuchenwälder, Auwälder, Schluchtwälder), eine unnötig starke Erhöhung der Typenzahl. So werden etwa die Schlucht- und Hangmischwälder des FFH-Lebensraumtyps 9180 nach den dominanten Baumarten auf sieben Typen aufgeteilt (Dominanz von Buche, Eiche, Spitzahorn/Sommerlinde, Esche, Ulme, Hainbuche, Ahorn). Da die Baumartenanteile derartiger Mischwälder oft kleinräumig wechseln, ergeben sich erhebliche Kartierungsprobleme.

Die Mindestgröße von 5 ha erscheint zu groß, da auch isolierte Waldbestände von 1–5 ha Größe meist eindeutig bestimmten Waldtypen zuzuordnen sind.

Beispiel 2: Die starke Ausrichtung der Gliederung des Grünlands auf die Nutzungsweise ist wegen der vielen Abstufungen nicht zweckmäßig. Bezeichnungen wie EA „Wiese“ sind zu ungenau und entsprechen nicht der deutlich engeren Definition.

#### Beispiel 1: Buchenwälder

A Wälder	Waldflächen ab einer Größe von 5 ha, isolierte Waldflächen kleiner 5 ha werden als Feldgehölz (BA) kartiert
AA Buchenwald	Waldflächen mit Buche als Hauptbestandsbildner (Anteil > 50 %); vorwiegend zum <i>Fagion</i> , aber auch zum <i>Quercion robori-petraeae</i> und <i>Carpinion</i> gehörig.
AA0 Buchenwald	Buchenanteil > 80 %, umfasst Waldmeister- und Hainsimsen-Buchenwälder (i. w. S.), aber nicht AA5, AA6 oder AA7
AA1 Eichen-Buchenwald	wie AA0, aber Buchenanteil > 50 % und Eiche als vorherrschende Mischbaumart
AA2 Buchenwald mit Edellaubhölzern	wie AA0, aber Buchenanteil > 50 % und Edellaubhölzer als vorherrschende Mischbaumarten (daher ohne bodensaure Ausprägungen)
AA3 Buchenmischwald mit gebietsfremden Laubhölzern	wie AA0, aber Buchenanteil > 50 % und vorwiegende Beimischung gebietsfremder Laubbaumarten
AA4 Buchenmischwald mit Nadelhölzern	wie AA0, aber Buchenanteil > 50 % und vorwiegende Beimischung von Nadelbaumarten
AA5 Orchideen-Buchenwald	
AA6 Zahnwurz-Buchenwald	zwiebelzahnreicher Buchenwald auf Basalt und Kalkböden der Mittelgebirge (Höhenausbildung des <i>Hordelymo-Fagetum</i> )
AA7 Buchenwald auf Schluchtwaldstandort	Wälder des <i>Tilio platyphylli-Acerion pseudoplatini</i> mit Buchenanteil > 50 %



## Beispiel 2: Grünland mittlerer bis nasser Standorte (ohne Brachen)

E Grünland	in der Regel bewirtschaftetes Mäh- und Weidegrünland
EA Wiese	meist intensiv genutztes, gedüngtes Wiesengrünland mit gewöhnlich mehrmaligem Schnitt auf mäßig trockenen bis frischen Böden
EA0 Fettwiese	meist intensiv genutztes, gedüngtes Wiesengrünland mit gewöhnlich mehrmaligem Schnitt auf mäßig trockenen bis frischen Böden
EA1 Fettwiese, Flachlandausb. Glatthaferwiese	typische artenreiche Tieflandwiesenausbildungen des Verbandes <i>Arrhenatherion</i> inkl. der trockenen und frischen Ausbildungen. Feuchte Ausbildungen werden unter EC1 kartiert, die trockenen Ausbildungen unter ED1.
EA2 Fettwiese, Mittelgebirgsausb. Goldhaferwiese	typische artenreiche Berglandwiesenausbildungen des Verbandes <i>Polygono-Trisetion</i> in allen ihren regionalen Ausbildungen und Varianten. Feuchte Ausbildungen werden unter EC1 kartiert, die trockenen Ausbildungen unter ED1.
EA3 Fettwiese, Neueinsaat	artenarme, gräserdominierte, intensiv genutzte Wiesenausbildung, teils auch frisch eingesät
EB Weide	beweidetes, intensiv genutztes und gedüngtes Weidegrünland auf mäßig trockenen bis frischen Böden
EB0 Fettweide	beweidetes, intensiv genutztes und gedüngtes Weidegrünland auf mäßig trockenen bis frischen Böden (Verband <i>Cynosurion cristati</i> ), feuchte Ausbildungen zu EC2, trockene bzw. magere Ausbildungen zu ED2
EB1 Fettweide, Neueinsaat	artenarme, gräserdominierte, intensiv genutzte Weiden, teils auch frisch eingesät
EB2 Frische bis mäßig trockene Mähweide	mehr als dreimal genutzte Graslandflächen unter wechselnder Mahd- und Weidenutzung, vorwiegend Umtriebsweiden, auf mäßig trockenen bis frischen Böden. Verband <i>Cynosurion cristati</i>
EC Nass- und Feuchtgrünland	Mäh- und Weidegrünland auf feuchten bis nassen Böden
EC1 Nass- und Feuchtwiese	Feucht- und Nasswiesen des <i>Calthion</i> -Verbandes und feuchte Ausbildungen des <i>Arrhenatherion</i> und <i>Polygono-Trisetion</i>
EC2 Nass- und Feuchtweide	feuchte Ausbildungen der Weidelgras-Weißkleeweide ( <i>Lolio-Cynosuretum</i> ) und der Magerweiden ( <i>Festuco-</i> und <i>Alchemillo-Cynosuretum</i> )
EC3 Basenreiche Pfeifengraswiese	Pfeifengraswiesen auf basenreichen Standorten ( <i>Molinion caeruleae</i> ). Die basenreichen Pfeifengraswiesen der Rheinebene („Stromtalwiesen“) werden dem Biotoptyp EC8 zugeordnet.
EC4 Basenarme Pfeifengraswiese	Pfeifengraswiesen auf basenarmen Standorten ( <i>Molinion caeruleae</i> ).
EC5 Flutrasen	Gesellschaften des <i>Agropyro-Rumicion</i> -Verbandes
EC7 Brenndolden-Stromtalwiese	auf wechselfeuchten bis wechsellrockenen, grundwasserbeeinflussten, mageren Standorten im Überflutungsbereich der großen Ströme, vorzugsweise unter subkontinentalem Klimaeinfluss. Im Oberrheingebiet und im Maintal.
EC8 Pfeifengras-Stromtalwiese	auf wechselfeuchten bis wechsellrockenen, grundwasserbeeinflussten, mageren Standorten im Überflutungsbereich der großen Ströme, vorzugsweise unter subkontinentalem Klimaeinfluss. Im Oberrheingebiet und im Maintal.
ED Magergrünland	extensiv bewirtschaftetes, meist relativ niedrigwüchsiges Mäh- und Weidegrünland auf trockenen Böden. Feuchte Magerweiden werden unter EC codiert.
ED0 Magergrünland	extensiv bewirtschaftetes, meist relativ niedrigwüchsiges Mäh- und Weidegrünland auf trockenen Böden. Feuchte Magerweiden werden unter EC codiert.
ED1 Magerwiese	frische bis trockene Magerwiesen-Ausbildungen des <i>Arrhenatherion</i> und <i>Polygono-Trisetion</i> . Auf Deichstandorten wird der Biotoptyp HE4 kartiert.
ED2 Magerweide	frische bis trockene Magerweiden-Ausbildungen des <i>Cynosurion</i>

Der Typ EC1 erscheint in dieser weiten Fassung wenig sinnvoll, wenn man bedenkt, dass die drei enthaltenen Verbände hinsichtlich ihres gesetzlichen Schutzes und ihrer Zuordnung zu FFH-Lebensraumtypen unterschiedlich einzustufen sind. Auch der Typ EC2 ist problematisch, da Typbezeichnung und Definition nicht übereinstimmen. Nasse Weiden sind meist dem *Calthion* oder Flutrasen zuzuordnen, nicht dem *Cynosurion*.

Beim Nass- und Feuchtgrünland sind die ersten beiden Typen nach Nutzung, die übrigen nach Pflanzengesellschaften bezeichnet (vgl. Wälder).

Die Typen EC7 und EC8 haben identische Definitionen, so dass sie als eigenständige Biotoptypen trotz unterschiedlicher Pflanzengesellschaften (auf deren

unklare Trennung im Schlüssel hingewiesen wird) fragwürdig sind. Eine Aufteilung von Biotoptypen erfordert grundsätzlich definierbare Standort- bzw. Nutzungsunterschiede.

Auch die Bezeichnung „Magerweide“ ist ungenau, da darunter z. B. auch Borstgrasrasen fallen könnten.

Beispiel 3: Die Klassifikation der Stillgewässer enthält unter der Code-Ziffer „0“ redundante, d. h. inhaltlich überflüssige Einheiten wie z. B. „FC0 Altarm, Altwasser“ unterhalb von „FC Altarme, Altwasser“. Bei anderen Obergruppen wie z. B. den Wäldern bilden Einheiten mit der Code-Ziffer „0“ dagegen Subtypen mit eigenständiger Definition.

### Beispiel 3: Stillgewässer

FA See	natürliches, tiefes, stehendes Gewässer mit größerer Wasserfläche und Gliederung in eine Flach- und eine Tiefwasserzone
FB / FB0 Weiher (stetig)	natürliches, flacheres stehendes und nicht austrocknendes Gewässer an dessen tiefster Stelle noch Pflanzenwachstum möglich ist, d. h. ohne Gliederung in <i>Litoral</i> und <i>Profunda</i> ; Wasserspiegelbreite mindestens 10 m; auch künstlich angelegte Naturschutzgewässer (ohne Moorgewässer, s. FE)
FC / FC0 Altarm, Altwasser	in der Regel langgestreckte, frühere Fluss- oder Bachabschnitte, entweder noch mit dem Fließgewässer verbunden (Altarm) oder vollständig von ihm getrennt (Altwasser)
FC1 Altarm (angebunden)	Altarm, der noch eine Verbindung zum Fließgewässer aufweist
FC2 Altwasser (abgebunden)	Altwasser ohne Verbindung zum Fließgewässer
FC3 Altarm (angebunden, nicht durchströmt)	Altarm, der noch eine Verbindung zum Fließgewässer aufweist, aber nicht mehr durchströmt wird
FC4 Altarm (angebunden, durchströmt)	Altarm, der noch eine Verbindung zum Fließgewässer aufweist, und auch noch durchströmt wird
FC5 Auenkolke, Woye	natürliche Stillgewässer in Flussauen, die keine ehemaligen Laufschlingen des Flusses darstellen; teils Vertiefungen von Auenrinnen bzw. durch Druckwasser gespeist
FD / FD0 stehendes Kleingewässer	kleinflächige stehende Gewässer jeder Art wie z. B. Tümpel, Blänke, Kolke, Bombentrichter, Pfützen, teils periodisch trockenfallend
FD1 Tümpel (periodisch)	periodisch austrocknendes Kleingewässer, entweder natürlichen Ursprungs (z. B. als Auen- oder Sumpftümpel) oder künstlich angelegt (wie z. B. Naturschutzgewässer); Durchmesser max. 10 m (größere „Tümpel“ sind als Weiher zu kartieren)
FD2 Blänke	sehr flache Kleingewässer von geringer Gewässertiefe und geringer Ausdehnung (max. 10 m), häufig in Fluss- und Bachauen bzw. in Grünlandkomplexen und auch als Naturschutzgewässer angelegt, je nach Jahreswitterungsverlauf auch austrocknend
FD3 Lache, Wagenspur	periodisch wasserführendes Kleinstgewässer (Pfützen, Wagenspuren), schnell austrocknend
FD4 Bombentrichter	wassergefüllte Bombentrichter
FE Heideweiher, Moorblänke	stehende Gewässer in Mooren oder vermoorten Dünenmulden mit häufig braunem Wasser (dystroph)
FE0 Heideweiher, Moorblänke	durch Huminsäuren braungefärbte Stillgewässer (Seen, Weiher, Moortümpel, Moorkolke, Randlagg etc.)
FE1 Heideweiher	größeres, flaches und nicht austrocknendes, dystrophes Moorgewässer an dessen tiefster Stelle noch Pflanzenwachstum möglich ist, Wasserspiegelbreite mindestens 10 m
FE2 Moorblänke, Moortümpel	dystrophe Moorkleinstgewässer (Moorblänke, Moortümpel) bis 10 m Durchmesser
FF / FF0 Teich	künstlich angelegtes Stillgewässer mit regulierbarem Wasserstand 9 Untertypen: FF1 Parkteich/Zierteich/Gartenteich, FF2 Fischteich/Nutzteich, FF3 Mühlenteich, FF4 Löschteich, FF5 Naturschutzteich („zu Naturschutzzwecken angelegt bzw. mit Vertragsnaturschutzaufgaben“), FF6 Klärteich, FF7 Gräfte, FF8 Springbrunnen/Zierbecken, FF9 Dystropher Teich
FG / FG0 Abgrabungsgewässer	größere Stillgewässer in Kies-, Sand- oder Tongruben sowie Steinbrüchen, die durch Nassabgrabung oder nach Aufgabe des Abbaus entstanden sind
FG1 Abgrabungsgewässer (Lockergerstein)	Stillgewässer in Kies-, Sand- oder Tongruben, die durch Nassabgrabung oder nach Aufgabe des Abbaus entstanden sind
FG2 Abgrabungsgewässer (Festgerstein)	größere Stillgewässer in Kies-, Sand- oder Tongruben* sowie Steinbrüchen, die durch Nassabgrabung oder nach Aufgabe des Abbaus entstanden sind *vermutlich Versehen in der Kartieranleitung, hier dürften nur Steinbrüche gemeint sein
FH / FH0 Staugewässer	künstlich geschaffene Stillgewässer im Haupt- oder Nebenschluss von Fließgewässern
FH1 Stausee, Talsperre, Vorbecken	großflächige, meist tiefere Gewässer, die durch vollständiges Abriegeln eines Bach- oder Flusstales mit Hilfe eines Dammes oder einer Staumauer geschaffen werden
FH2 Fluss-, Bachstau	aufgestauter Bachabschnitt
FH3 Quellstau	aufgestauter Quellbereich

Insgesamt weisen die Stillgewässer eine heterogene Gliederung auf, bei der die Entstehungsform bzw. die Funktion im Vordergrund stehen. Die für die ökologische Charakterisierung und Bewertung wichtigen Parameter der Naturnähe, Vegetationsentwicklung und Trophie werden durch Zusatzcodes gekennzeichnet (z. B. wf = naturnah, wh = Schwimmblattvegetation, std = oligotroph). Lediglich die dystrophen

Gewässer werden schon auf der Ebene der Typen bzw. Subtypen gesondert klassifiziert.

Die Untergliederung des Typs FC erscheint ohne weitere Erläuterungen nicht schlüssig, da anscheinend Ober- und Untereinheiten auf derselben Hierarchiestufe angeordnet sind. Der Untertyp FC5 passt nicht zur Definition von der Obereinheit FC (ist weder Altarm noch Altwasser). FC müsste dann eine weiter gefasste

#### Beispiel 4: einige Besonderheiten bei weiteren Typen

HE Deiche HE0 Hochwasserdamm, Deich	linienhafte Aufschüttungen (z. B. Flussdeiche entlang des Rheins) vier Untertypen: HE1 Deich aus erdigem Material, HE2 Deich aus steinigem Material, HE3 Deich mit Intensivgrünland, HE4 Deich mit Extensivgrünland, HE5 Deich mit Halbtrockenrasen
HH Böschungen HH0 Böschung	großflächigere Böschungen von Verkehrswegen (Straßen, Eisenbahn, Kanäle) u. a. neun Untertypen: HH1 Straßenböschung/Einschnitt, HH2 Straßenböschung/ Damm, HH3 Bahnböschung/Einschnitt, HH4 Bahnböschung/Damm, HH5 Kanalböschung/Einschnitt, HH6 Kanalböschung/Damm, HH7 Fließgewässerprofilböschung, HH8 Fließgewässerböschung/Uferstrandstreifen, HH9 Stillgewässerböschung/Uferstrandstreifen
HL7 Rebkulturbrachen in Steillage HL8 Rebkulturbrachen in ebener bis schwach geneigter Lage HL9 Weinbergsbrache	„Bei aufgegebene Rebanlagen bzw. brachgefallenen Weinbergen in Steillage handelt es sich häufig um sehr artenreiche Biotoptypen mit einem vielfältigen Nebeneinander verschiedener Lebensräume.“
HW Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsbrachen HW0 Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsbrache	acht Untertypen: HW1 Brachfläche des Innenstadtbereichs, HW2 Brachfläche der Wohnbebauung, HW3 Brachfläche der Dorfgebiete, HW4 Brachfläche der Industriegebiete, HW5 Brachfläche der Gewerbegebiete, HW6 Verkehrsbrache, ohne Brachen der Bahngelände*, HW7 Brachfläche der technischen Ver- und Entsorgungsanlagen, HW8 Nicht genutzte Siedlungs-, Industrie oder Verkehrsfläche *s. HD9 Brachfläche der Gleisanlagen, Bahngelände (Untertyp von HD Gleisanlagen)
HX Staudämme HX0 Staudamm	zwei Untertypen: HX1 Staudamm aus erdigem Material, HX2 Staudamm aus steinigem Material

Bezeichnung erhalten (z. B. Altarme und sonstige natürliche Stillgewässer der Auen).

Die Trennung zwischen Weihern und Tümpeln bei einem Schwellenwert von (nur) 10 m Durchmesser erscheint nicht zweckmäßig. Hier sollten die Wasserführung sowie die dadurch geprägte Vegetation ausschlaggebend sein.

Bei einzelnen Typen stellt sich die Frage, ob ihre gesonderte Typisierung notwendig bzw. praktikabel ist (z. B. FD4 „Bombentrichter“).

Diskussionsbedürftig ist die starke Untergliederung der Teiche nach ihrer Funktion; denn diese Nutzungstypen könnten teilweise auch bei nicht regulierbaren anthropogenen Weihern (FB) und bei Staugewässern (FH) unterschieden werden. Der Subtyp FF7 „Gräfte“ ist eine Teilmenge von FF1 „Parkteich/Zierteich/Garten-teich“. Außerdem ist die Unterscheidung regulierbarer Teiche von den Staugewässern der Typen FH2 und FH3 unklar.

Beispiel 4: Deiche, Böschungen und Staudämme sind anthropogene Typen der Geländestruktur, die verschiedene Vegetationstypen aufweisen können und sich daher mit anderen Typen überschneiden (z. B. Gewässerböschung und Hochstaudenflur). Deiche werden parallel nach Baumaterial und Vegetation

typisiert, wobei im Kartierschlüssel kein Hinweis steht, ob die beiden ersten Untertypen nur bei neu angelegten Deichen ohne Vegetation zu kartieren sind. Dagegen werden Böschungen nur nach ihrer Struktur (Damm oder Einschnitt) und Lage (z. B. an Straßen) und Staudämme nur nach ihrem Baumaterial differenziert.

Rebkultur- bzw. Weinbergbrachen sind Nutzungstypen, die Komplexe aus sehr verschiedenen Biotoptypen bilden können. Daher überschneiden sich diese Einheiten mit anderen Biotoptypen, was unzweckmäßig ist. Die Unterscheidung zwischen HL7 und HL9 wird nicht erläutert.

Ähnliches gilt auch für Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsbrachen. Inkonsequent ist, dass Bahnbrachen ein Untertyp der Gleisanlagen sind, während die Brachen der anderen Nutzungstypen einen gemeinsamen Obertyp bilden.

Insgesamt ist festzustellen, dass die gesamte Klassifikation durch heterogene Anwendung verschiedener Klassifikationskriterien gekennzeichnet ist, wobei meist Struktur- und Nutzungsmerkmale im Vordergrund stehen, Standortmerkmale und die sie indizierende Vegetation dagegen eine geringere Rolle spielen. Daher kann die Übernahme durch weitere Bundesländer nicht empfohlen werden.

## 6.7 Vergleichende Gegenüberstellung verschiedener Klassifikationen

### 6.7.1 Einordnung fiktiver Beispiele von Biotopen

Nach der Vorstellung einiger Biotopklassifikationen soll im Folgenden anhand fiktiver Ausprägungen von Biotopen verglichen werden, wie diese jeweils bei ausgewählten Biotopschlüsseln eingeordnet werden können. Neben den Biotoptypen werden – sofern im jeweiligen Schlüssel aufgeführt – auch Zusatzmerkmale bzw. -codes (Z) angegeben, die zur genaueren Kennzeichnung des beschriebenen Biotops beitragen. Sofern Buchstabencodes vorliegen, werden eventuell zusätzlich vorhandene Zahlencodes bzw. Gliederungsziffern nicht aufgeführt. Zusatzcodes sind in Spalte 3 zur besseren Übersicht in kleinerer Schrift gesetzt (wie ihre Erläuterung in Spalte 2), sofern Sie wie die

Biotopcodes aus Großbuchstaben bestehen. Gliederungsziffern ohne durchgängige hierarchische Codierung wurden nicht berücksichtigt.

In den Tabellen werden zum besseren Verständnis und aus Platzgründen überwiegend nicht die Autoren, sondern die Projekte bzw. jeweiligen Länder genannt. Dabei handelt es um folgende Quellen: CORINE: vgl. 6.3.1, EUNIS: vgl. 6.3.2, FFH: vgl. 6.3.3, § 30 BNatSchG: Neufassung von 2009; Deutschland (RIECKEN et al. 2006), Brandenburg (Landesumweltamt Brandenburg 2007), Niedersachsen (v. DRACHENFELS 2004), Mecklenburg-Vorpommern (KARL 1998), Hessen (HMULF 1995), Sachsen (BUDER & UHLEMANN 2004), Rheinland-Pfalz (CORDES & CONZE 2007), Österreich (ESSL et al. 2002, 2004b, 2008, TRAXLER et al. 2005), Schweiz (DELARZE et al. 1999).

Die Zeilen „FFH“ und „§ 30 BNatSchG“ werden nur aufgeführt, wenn ihre Typenlisten entsprechende Einheiten enthalten.

Tab. 44: Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Buchenwaldes

Biotopbeschreibung: Hochwald mit Dominanz von <i>Fagus sylvatica</i> und geringer Beimischung anderer standortgerechter Laubbaumarten an einem steilen, flachgründigen Südhang auf Kalk. Zu den kennzeichnenden Arten der Krautschicht gehören <i>Carex digitata</i> , <i>Cephalanthera damasonium</i> , <i>Primula veris</i> und <i>Vincetoxicum hirundinaria</i> . Stammdurchmesser der Bäume (BHD) ca. 30-40 cm.			
Schlüssel	Biotoptyp	Code	Kommentar
CORINE	Seggen-Buchenwälder ( <i>Carici-Fagetum</i> s.l.)		pflanzensoziologische Bezeichnung
EUNIS	Mitteuropäische Kalkstein-Buchenwälder		weiter gefasster Biotoptyp (auch frische Kalkböden)
FFH	Mitteuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald ( <i>Cephalanthero-Fagion</i> )	9150	Kombination aus Biotop- und pflanzensoziologischer Bezeichnung
§ 30 BNatSchG	Wälder trockenwarmer Standorte		weiter gefasste Biotopbezeichnung
Deutschland (2006)	Seggen-Buchenwald (Orchideen-Buchenwald)		pflanzensoziologische Bezeichnung
Niedersachsen (2004)	Buchenwald trockenwarmer Kalkstandorte. Z: schwaches bis mittleres Baumholz	WTB 2	relativ genaue Biotopbezeichnung
Mecklenburg-Vorpommern (1998)	Buchenwald trockenwarmer Standorte Z: mittelalter Bestand	WBT HAO	weiter gefasster Typ (kalkarme Standorte einbezogen)
Hessen (1995)	Buchenwälder trockenwarmer Standorte Z: Optimalphase (?)	01.130 HOP (?)	zutreffender Typ, aber ungenaue Bezeichnung (betrifft nach Kartieranleitung nur Kalkstandorte)
Sachsen (2004)	Buchenwald trockenwarmer Standorte Z: schwaches Baumholz	01.03.300 a4	wie Hessen
Rheinland-Pfalz (2007)	Orchideen-Buchenwald	AA5	pflanzensoziologische Bezeichnung
Österreich (2002)	Thermophiler Kalk-Buchenwald		relativ genaue Biotopbezeichnung
Schweiz (1999)	Orchideen-Buchenwald ( <i>Cephalanthero-Fagenion</i> )		pflanzensoziologische Bezeichnung
HAEUPLER & MUER (2007)	Trockenhang-Kalk-Buchenwälder ( <i>Cephalanthero-Fagenion</i> )	L1.1.4	relativ genaue Biotopbezeichnung, gleichgesetzt mit pflanzensoz. Unterverband

Zu Tab. 44: Die Zuordnung dieses gut gekennzeichneten Biotops ist in allen Schlüsseln problemlos möglich. Es ergeben sich dabei folgende Gruppen von Biotopbezeichnungen:

- Biotopbezeichnungen mit Standortbezug (EUNIS, § 30 BNatSchG, Niedersachsen, Hessen, Sachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Österreich)
- pflanzensoziologisch ausgerichtete Bezeichnungen (CORINE, Deutschland, Rheinland-Pfalz, Schweiz)
- Kombinationen: FFH, HAEUPLER & MUER



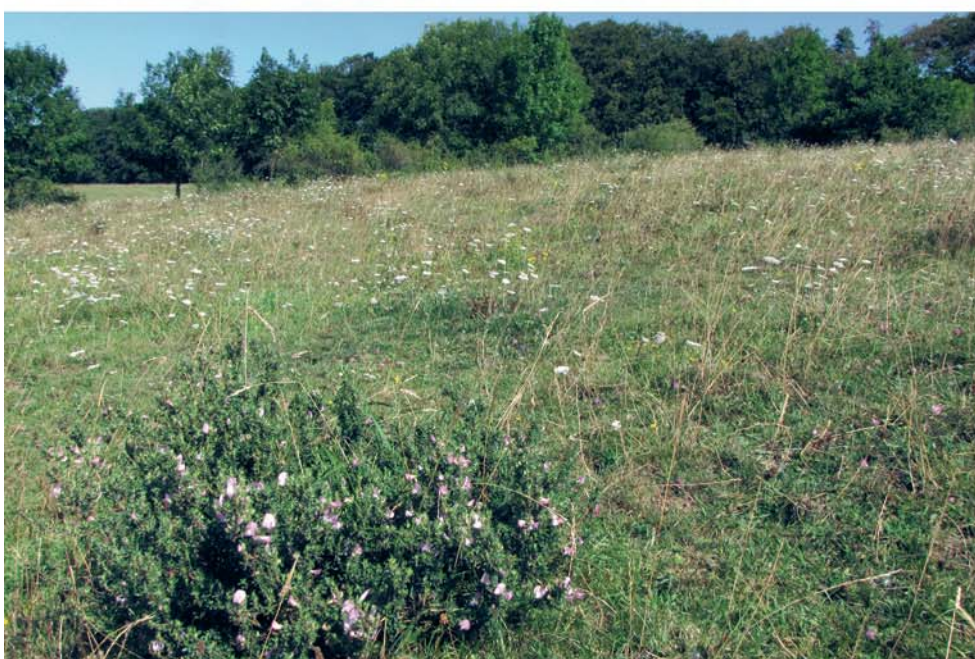
**Foto 10: Orchideen-Buchenwald trockenwarmer Kalkstandorte (Sieben Berge, Landkreis Hildesheim)**

Als typisch ausgeprägte, naturnahe Waldgesellschaft in allen Klassifikationen problemlos einzuordnen (vgl. Tab. 44).



**Foto 11: Stark entwässerter Erlenbruchwald mit Krautschicht aus Brennnessel (Region Hannover)**

Derartige Bestände sind in vielen Klassifikationen keinem spezifischen Typ zuzuordnen (vgl. Tab. 45).



**Foto 12: Mageres mesophiles Weidegrünland auf Kalk (Thüster Berg, Landkreis Hameln-Pyrmont)**

Die meisten Biotopklassifikationen untergliedern Weidegrünland des Verbands *Cynosurion* nicht nach Standorten (vgl. Tab. 51 und Tab. 53b).

Tab. 45: Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Erlenwaldes

Biotopbeschreibung: durchgewachsener Niederwald mit Dominanz von <i>Alnus glutinosa</i> (mehrstämmig, BHD ca. 20-25 cm) auf entwässertem Niedermoor (ehemaliger Erlenbruch), Krautschicht aus <i>Urtica dioica</i> , <i>Poa trivialis</i> , <i>Rubus idaeus</i> u. a. (keine Nässezeiger vorhanden)			
Schlüssel	Biototyp	Code	Kommentar
CORINE	[Alder swamp woods ( <i>Alnion glutinosae</i> )]	[44.91]	spezifische Zuordnung nicht möglich
EUNIS	[Alder swamp woods]		spezifische Zuordnung nicht möglich
Deutschland (2006)	degradierter Erlenbruchwald	43.02.02.02	spezifischer Biototyp mit mäßig genauer Bezeichnung
Niedersachsen (2004)	Erlenwald entwässerter Standorte Z: Niederwald, schwaches bis mittleres Baumholz	WU n2	etwas weiter gefasster Biototyp, genaue Kennzeichnung der Struktur durch Zusatzmerkmale
Brandenburg (2007)	Erlenforst	WLA	spezifische Zuordnung nicht möglich („Gepflanzte und stark in ihren Standortverhältnissen veränderte Bestände [...] ohne moortypische Arten [...] sind bei den Forsten [...] zu erfassen.“)
Mecklenburg-Vorpommern (1998)	Erlen- und Birkenwald stark entwässerter Standorte Z: Niederwald, mittelalter Bestand	WFD HNN HAO	weiter gefasster Biototyp, genaue Kennzeichnung der Struktur durch Überlagerungscodes
Hessen (1995)	Übrige stark forstlich geprägte Laubwälder Z: ehemaliger Niederwald	01.183 HEN	spezifische Zuordnung nicht möglich (nach Kartieranleitung nicht als "01.174 Bruch- und Sumpfwälder" zu erfassen, Verweis auf 01.183)
Sachsen (2004)	Erlen- und Eschen-Sumpfwald Z: starke Entwässerung, schwaches Baumholz	01.01.310 e4 a4	Biototyp unsicher („z. B. teilentwässerte ehemalige Erlenbruchwälder“), starke Entwässerung kann durch Zusatzmerkmal gekennzeichnet werden
Rheinland-Pfalz (2007)	Erlenwald	AC0	weiter gefasster Vegetationstyp mit ungenauer Bezeichnung (alle Erlenwälder und -forste außer Bruch-, Sumpf- und Auwäldern)
Österreich (2002)	Erlenforst		spezifische Zuordnung nicht möglich
Schweiz (1999)	[Erlen-Bruchwald ( <i>Alnion glutinosae</i> )]		spezifische Zuordnung nicht möglich
HAEUPLER & MUER (2007)	[Erlenbrüche]		spezifische Zuordnung nicht möglich

Zu Tab. 45: Die Mehrzahl der analysierten Schlüssel ist zu sehr an Idealtypen orientiert. Es ist zwar theoretisch möglich, dass stark entwässerte Erlen-Bruchwälder nur in Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern eine quantitativ größere Rolle spielen. Sie dürften aber in allen Naturräumen vorkommen, in denen

es auch naturnahe Erlenbrücher gibt. Solche Degenerationsstadien sollten typologisch getrennt werden. Eine Subsumierung unter sonstige forstlich geprägte Waldbestände (z. B. Hessen, Brandenburg) führt zu Informationsverlusten.

Tab. 46: Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel einer Feldhecke

Biotopbeschreibung: ebenerdige, mehrreihige, geschlossene Feldhecke aus Weißdorn, Schlehe und einzelnen Eichen (Überschirmung ca. 20 %) auf lehmigem Auenboden, gelegentlich überflutet			
Schlüssel	Biototyp	Code	Kommentar
CORINE	Hedgerows		weit gefasster Biotop- bzw. Strukturtyp
EUNIS	Hedgerows		weit gefasster Biotop- bzw. Strukturtyp
§ 30 BNatSchG	(regelmäßig überschwemmte Bereiche)		potenziell Teil eines geschützten Auenkomplexes
Deutschland (2006)	Hecke auf ebenerdigen Rainen oder Böschungen	41.03.03	weiter gefasster Biotop- bzw. Strukturtyp
Niedersachsen (2004)	Feldhecke, Untertyp: Strauch-Baumhecke Z: dicht, weitgehend geschlossen, zeitweilig überflutet	HFM d f	relativ genau zutreffender Biotop- bzw. Strukturtyp
Hessen (1995)	Gehölze trockener bis frischer Standorte Z: Mehrreihiger Heckenzug	02.100 HMH	sehr weit gefasster Biototyp, genauere Zuordnung durch Zusatzcode
Sachsen (2004)	Feldhecke	02.02.100	weiter gefasster Biotop- bzw. Strukturtyp
Brandenburg (2007)	Hecken und Windschutzstreifen, von Bäumen überschirmt (>10 % Überschirmung), geschlossen, überwiegend heimische Gehölze	BHBH	relativ genau zutreffender Biotop- bzw. Strukturtyp
Mecklenburg-Vorpommern (1998)	Strauchhecke mit Überschirmung Z: zahlreiche Überhälter	BHS HHZ	relativ genau zutreffender Biotop- bzw. Strukturtyp
Rheinland-Pfalz (2007)	Strauchhecke, ebenerdig	BD2	weiter gefasster Biotop- bzw. Strukturtyp (einzelne Bäume können vorkommen, Deckung der Bäume < 50 %)
Österreich (2004)	Strauchhecke		weiter gefasster Biotop- bzw. Strukturtyp
Schweiz (1999)	Schlehen-Brombeergebüsche ( <i>Pruno-Rubion</i> )		gemäß dem rein pflanzensoziologischen Gliederungsprinzip werden Hecken nicht gesondert typisiert
HAEUPLER & MUER (2007)	Mesophile Schlehengebüsch ( <i>Carpino-Prunion</i> )	T2.1.2.1.2	wie Schweiz

Zu Tab. 46: Eine Zuordnung ist überwiegend problemlos, aber mit unterschiedlicher Genauigkeit möglich. Lediglich die pflanzensoziologisch ausgerichteten Klassifikationen erlauben keine spezifische Typisierung von Hecken. Die Standorte sind in den Kartierschlüsseln

keine Kriterien für die Typisierung von Hecken. In Niedersachsen ist lediglich das allgemeine Zusatzmerkmal „f“ vorgesehen, um künftig ggf. gesetzlich geschützte Ausprägungen in Auen kennzeichnen zu können.

Tab. 47: Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Altwassers

Biotopbeschreibung: eutrophes Altwasser (vom Fluss abgetrennt) mit Verlandungsvegetation aus Teichrose und Schilfröhricht (überwiegend unterhalb der Mittelwasserlinie), Größe etwa 5000 m <sup>2</sup>			
Schlüssel	Biototyp	Code	Kommentar
CORINE	Eutrophic waters / Waterlily carpets / Floated Phragmites beds		Kombination aus weit gefasstem Biototyp und genau zutreffenden Vegetationstypen
EUNIS	Eutrophic water bodies / Rooted submerged vegetation / Common reed beds		Kombination aus weit gefasstem Biototyp und Vegetationstypen (teils weiter gefasst, teils genau zutreffend)
Deutschland (2006)	eutrophes Altwasser / Schilf-Wasserröhricht	24.04.02 / 38.02.01	Kombination aus zwei relativ genau zutreffenden Biototypen, keine Typisierung der Schwimmblatt-Vegetation
Niedersachsen (2004)	Kleines naturnahes Altwasser Z: eutroph / Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Dominanz von Schwimmblattpflanzen / Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Röhricht	SEF e / VES / VER	Kombination aus drei relativ genau zutreffenden Biototypen
Hessen (1995)	Altwasser (einschließlich Qualmgewässer und Totwässer) Z: Wasserpflanzen: Höhere Pflanzen / Röhrichte (inkl. Schilfröhrichte)	04.320 WWP/ 05.110	Kombination aus zwei zutreffenden Biototypen (relativ genau zutreffend bzw. weiter gefasst)
Sachsen (2004)	Altwasser Z: eutroph / Tauch- und Schwimmblattvegetation eutropher Stillgewässer / Röhricht eutropher Stillgewässer	04.03.000t3 04.07.210 04.07.220	Kombination aus drei relativ genau zutreffenden Biotop- bzw. Vegetationstypen
Brandenburg (2007)	hocheutrophe Altarme / Teichrosen-Bestände / Schilf-Röhricht	SFAE / SNMT / SRGP	Kombination aus einem relativ genau zutreffenden Biototyp und zwei genau zutreffenden Vegetationstypen.
Mecklenburg-Vorpommern (1998)	Altwasser / Schwimmblattvegetation / Schilfröhricht	SAR/ SVS/VRP	Kombination aus einem relativ genau zutreffenden Biototyp und zwei unterschiedlich genau zutreffenden Vegetationstypen
Rheinland-Pfalz (2007)	Altwasser (abgebunden) Z: naturnah, Schwimmblattvegetation, Röhrichtsaum	FC2 wf wh wk	durch Zusatzcodes relativ genau gefasster Biototyp
Österreich (2008)	Totarm / Schwimmpflanzenvegetation meso- und eutropher Gewässer / Süßwasser-Großröhricht an Stillgewässer und Landröhricht		Kombination aus zwei relativ genau zutreffenden Biototypen und einem relativ genau zutreffenden Vegetationstyp
Schweiz (1999)	Seerosengesellschaften ( <i>Nymphaeion</i> ) / Stillwasser-Röhricht ( <i>Phragmition</i> )		spezifische Zuordnung nicht möglich (nur zwei weiter gefasste Vegetationstypen)
HAEUPLER & MUER (2007)	seeähnliche Altwässer von Flüssen, wurzelnde Laichkraut- u. Schwimmblattbestände, mit Schwimmblättern ( <i>Nymphaeion albae</i> ) / Großröhrichte (Schilf, Rohrkolben ( <i>Phragmition australis</i> ))	L3.2.4.2/ L3.2.5	Kombination aus einem nicht genau zutreffenden Biototyp und zwei weiter gefassten Vegetationstypen

Zu Tab. 47: Dieses Altwasser lässt sich bei der Mehrzahl der verglichenen Klassifikationen gut zuordnen, wobei sich eine relativ große Übereinstimmung ergibt (Kombination aus Gewässertyp und Typen der Verlandungsvegetation). Stark vegetationskundlich orientiert sind die Schlüssel von CORINE, EUNIS und Schweiz (Gewässertyp nicht oder nur hinsichtlich Trophie typisiert, nur Vegetationstypen). Es ist bemerkenswert, dass die meisten Biotopklassifikationen für die Kennzeichnung von Stillgewässern mit Wasservegetation

die Kombination von Standort- und Vegetationstypen vorsehen, während bei anderen Obergruppen (z. B. Wäldern, Grünland) Standorte und Vegetation zu einem Typ integriert werden. Einige Schlüssel verfahren auch bei Felsen entsprechend (s.u.). Der Hauptgrund dafür ist, dass sowohl Stillgewässer als auch Felsen Standorte von Pflanzengesellschaften aus unterschiedlichen Formationen sein können, aber nicht unbedingt eine bestimmte Vegetation aufweisen müssen.



Tab. 48: Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Bachlaufs

Biotopbeschreibung: naturnaher, mäßig schnellfließender, sommerkalter, beschatteter, kalkarmer Bachoberlauf im Tiefland (Geest), Sediment aus Sand (vorherrschend) und Kies, keine Wasservegetation, Breite ca. 1 m, geschwungener Verlauf			
Schlüssel	Biotoptyp	Code	Kommentar
CORINE	Trout zone		weiter gefasster limnologischer Typ mit Zootop-Bezeichnung
EUNIS	Epirhithral and metarhithral streams		weiter gefasster limnologischer Typ
§ 30 BNatSchG	natürliche oder naturnahe Bereiche fließender [...] Binnengewässer [...]		sehr weit gefasster Biotoptyp
Deutschland (2006)	natürliches oder naturnahes Rhithral mit Sand-Sohlsubstrat	23.01.01.03	weiter gefasster Biotoptyp mit limnologischer Bezeichnung
Niedersachsen (2004)	Naturnaher sommerkalter Geest-Bach Z: kalkarm	FBG a	etwas weiter gefasster Biotoptyp
Hessen (1995)	Kleine bis mittlere Flachlandbäche Z: Gewundener/Geschwungener Gewässerverlauf, sandiges Substrat	04.221 WGU WSA	etwas weiter gefasster Biotoptyp
Sachsen (2004)	Naturnaher Bach Z: beschattet, kalk- oder basenarm	03.02.100 b1 p2	Subtypen treffen nicht zu (nur sommerkalter Berglandbach)
Brandenburg (2007)	naturnahe beschattete Bäche und kleine Flüsse	FBB	sehr weit gefasster Biotoptyp
Mecklenburg-Vorpommern (1998)	Naturnaher Bach Z: gekrümmter/geschwungener Verlauf, Naturprofil, schnell fließend, Sand/Kies Überlagerungscode: Grundmoränenbach/-fluss	FBN CLK CQN CWP CSI UFG	unter Einbeziehung aller Codes relativ genauer Biotoptyp
Rheinland-Pfalz (2007)	Tieflandbach Z: naturnah	FM5 wf	weiter gefasster Biotoptyp mit abweichender Definition
Österreich (2008)	[Mäandrierender Tieflandbach]		kein genau zutreffender Typ
Schweiz (1999)	Untere Forellenregion (Metarhithron)		weiter gefasster limnologischer Typ mit Zootop-Bezeichnung
HAEUPLER & MUER (2007)	Bäche, kleine Flüsse, stark fließend (meist sommerkalt) (Rhithral)	L4.1	weiter gefasster Biotoptyp

Zu Tab. 48: Der beschriebene Bach lässt sich bei den meisten Klassifikationen gut zuordnen, wobei kein Typ alle Eigenschaften genau abbildet. Grundsätzlich können aber weitere Merkmale auf der Objektebene erfasst werden, wenn entsprechend genaue Erfassungsbögen verwendet werden.

Es lassen sich hier zwei Gruppen von Typen unterscheiden:

1. Limnologische Bezeichnungen (z. T. mit Fischregionen)
2. Biotopbezeichnung (Naturnähe/Größe/Standortmerkmale)

Bei mehreren Schlüsseln können weit gefasste Biotoptypen durch zusätzliche Merkmale bzw. Codes deutlich genauer bestimmt werden. Zu bedenken ist, dass der beschriebene Biotop in vorwiegend bergigen Ländern in dieser Ausprägung möglicherweise nicht vorkommt und die Klassifikation deswegen keine genauere Zuordnung ermöglicht.

Tab. 49: Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Schlankseggen-Rieds

Biotopbeschreibung: eutropher Sumpf in der Flutmulde einer als Grünland genutzten Flussaue mit einem Großseggen-Ried, das aus Schlank-Segge ( <i>Carex acuta</i> ) besteht; nur geringer Anteil anderer Sumpffarten; unregelmäßig gemäht			
Schlüssel	Biototyp	Code	Kommentar
CORINE	Large <i>Carex</i> beds Untertyp: Slender tufted sedge beds (Schlankseggen-Riede)		genau zutreffender Biotop- und Vegetationstyp
EUNIS	Large <i>Carex</i> beds (Großseggenriede)		weiter gefasster Biotop- und Vegetationstyp
§ 30 BNatSchG	Sümpfe, Großseggenrieder, regelmäßig überschwemmte Bereiche		Teil mehrerer, teils sehr weit, teils enger gefasster Biototypen
Deutschland (2006)	nährstoffreiches rasiges Großseggenried	37.02.02	etwas weiter gefasster Biototyp
Niedersachsen (2004)	Nährstoffreiches Großseggenried	NSG	weiter gefasster Biototyp
Hessen (1995)	Großseggenriede	05.140	weiter gefasster Biotop- und Vegetationstyp
Sachsen (2004)	Großseggenried nährstoffreicher Standorte	05.04.210	weiter gefasster Biototyp
Brandenburg (2007)	Seggenried mit überwiegend rasig wachsenden Großseggen (Untertyp von: Nährstoffreiche Moore [...] und Sümpfe) oder: Großseggenwiesen (Streuwiesen) (?)	MER oder GFS (?)	etwas weiter gefasster Biototyp; Zuordnungsproblem
Mecklenburg-Vorpommern (1998)	Rasiges Großseggenried	VGR	weiter gefasster Biotop- und Vegetationstyp
Rheinland-Pfalz (2007)	Rasen-Großseggenried	CD1	weiter gefasster Biotop- und Vegetationstyp
Österreich (2007)	Rasig wachsender Großseggensumpf		weiter gefasster Biototyp
Schweiz (1999)	Großseggenried ( <i>Magnocaricion</i> )		weiter gefasster Biotop- und Vegetationstyp
HAEUPLER & MUER (2007)	Großseggenriede, nährstoffreiche Ausbildungen ( <i>Caricion gracilis</i> )	S2.1.2	weiter gefasster Biotop- und Vegetationstyp

Zu Tab. 49: Hier herrscht ein hohes Maß an Übereinstimmung, nicht zuletzt weil die Biotopnamen in diesem Fall gleichermaßen Pflanzengesellschaften und leicht fassbare Strukturtypen mit immanentem Standortbezug kennzeichnen. Bei derartigen Biotopen ist auch eine Assoziations-Bezeichnung (Schlankseggen-Ried, z. B. CORINE) als Biototyp geeignet, da sie eindeutig durch eine dominante Pflanzenart gekennzeichnet ist, die zugleich (anders als z. B. die Buche)

eine relativ enge Standortamplitude aufweist (eutrophe Sümpfe und Niedermoore). Das Adjektiv „rasig“ ist im Prinzip prägnant. Allerdings können Schlankseggen-Riede bei Beweidung eine bultige Struktur annehmen, die zur Einordnung in den Typ „Bultiges [oder horstig wachsendes] Großseggenried“ (z. B. Mecklenburg-Vorpommern, Deutschland, Österreich) führen könnte. Daher wurde im niedersächsischen Schlüssel auf dieses Typisierungsmerkmal verzichtet.

Tab. 50: Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Kalkfelsens

Biotopbeschreibung: natürlicher Kalkfels mit besonntem Kopf und beschatteten Wänden innerhalb eines Buchenwaldes, Kopf und Bänder mit kleinflächigen Blaugras-Rasen, in Felsspalten u. a. <i>Asplenium trichomanes</i> und <i>Asplenium ruta-muraria</i> , Teilflächen ohne Vegetation [für CORINE und EUNIS: Lage im Weser-Bergland]			
Schlüssel	Biototyp	Code	Kommentar
CORINE	Vegetated calcareous inland cliffs, vermutl. Untertyp: Lowland northern calcareous cliffs		weiter gefasster Biototyp mit geographischem Untertyp
EUNIS	Lowland northern calcareous cliffs (?)		s. CORINE
FFH	Kalkfelsens mit Felsspaltenvegetation	8210	relativ genau gefasster Biototyp; kleinflächig auch LRT 6210
§ 30 BNatSchG	offene Felsbildungen		weit gefasster Biototyp
Deutschland (2006)	natürlicher und naturnah entwickelter Karbonatfels	32.01.01	weiter gefasster Biototyp
Niedersachsen (2004)	Natürliche Kalk- und Dolomit-Felsflur Z: trockenwarm, kühl-feucht, Felsspaltenvegetation / Blaugras-Kalkrasen	RFK tfs / RHB	bei Berücksichtigung aller Codes genau zutreffender Biototyp
Hessen (1995)	Felsfluren	10.100	sehr allgemein gefasster Biototyp (alle Gesteine, auch naturnah entwickelte Steinbruchwände)
Sachsen (2004)	Natürlicher Kalkfels Z: mit Felsspaltenvegetation	09.02.110 c11	weiter gefasster Biototyp
Rheinland-Pfalz (2007)	Natürliche Felswand, -klippe, Kalkfels	GA1	weiter gefasster Biototyp
Österreich (2005)	Karbonatfelswand der tieferen Lagen mit Felsspaltenvegetation		etwas weiter gefasster Biototyp
Schweiz (1999)	Sonnige Kalkfelsflur mit Gefäßpflanzen ( <i>Potentillion</i> ) / Schattige Kalkfelsflur mit Gefäßpflanzen ( <i>Cystopteridion</i> ) / Blaugrashalde ( <i>Seslerion</i> )		Biotop durch die Kombination mehrerer Biotop- und Vegetationstypen gut gekennzeichnet
HAEUPLER & MUER (2007)	Felsfluren, steile Felswände, nackter Fels, ohne jegliche Vegetation, Kalk / Felsspalten, Kalk, trockene Kalkfugen-Fluren (mit Mauerraute) + feuchte Kalkfugenfluren (mit Blasenfarn) / Felsbänder, Felsköpfe, Kalk	T5.2.1.1.2 T5.2.2.2.1 T5.2.2.2.2 T5.2.3.2	Biotop durch die Kombination mehrerer Biotop- und Vegetationstypen gut gekennzeichnet

Zu Tab. 50: Der Biotop lässt sich überwiegend gut zuordnen. Probleme ergeben sich lediglich bei den geographischen Typen auf der europäischen Ebene (CORINE, EUNIS). Eine genaue Kennzeichnung ist nur bei den Schlüsseln möglich, die die Kombination

mehrerer Typen bzw. Zusatzcodes vorsehen. Bei den meisten Schlüsseln werden sekundäre Felswände mit naturnaher Entwicklung einbezogen (nicht in Niedersachsen).

Tab. 51: Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel eines Weidegrünlands

Biotopbeschreibung: artenreiche, gehölzfreie Extensivweide aus <i>Agrostis capillaris</i> , <i>Festuca rubra</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Holcus lanatus</i> , <i>Bellis perennis</i> , <i>Plantago lanceolata</i> , <i>Rumex acetosa</i> , <i>Trifolium repens</i> , <i>Luzula campestris</i> , <i>Leucanthemum vulgare</i> u. a. auf mäßig trockenem, kalkarmem, mäßig nährstoffreichem (mäßig gedüngtem) kollinem Silikatstandort			
Schlüssel	Biotoptyp	Code	Kommentar
CORINE	Mesophile pastures, Untertyp: <i>Cynosurus-Centaurea pastures?</i>		weit gefasster Biotop- und Nutzungstyp, floristisch gekennzeichnete Untertyp unklar
EUNIS	Permanent mesotrophic lowland pasture and aftermath-grazed meadow		weit gefasster Biotop- und Nutzungstyp
Deutschland (2006)	artenreiche, frische (Mäh-)Weide der planaren bis submontanen Stufe	34.07.01.02	weiter gefasster Biotoptyp
Niedersachsen (2004)	Mageres mesophiles Grünland kalkarmer Standorte Z: Weide	GMA w	relativ genau gefasster Biotoptyp
Hessen (1995)	Grünland frischer Standorte, extensiv genutzt Z: Weide	06.110 GW	weiter gefasster Biotoptyp
Sachsen (2004)	Magerweide frischer Standorte	06.02.120	weiter gefasster Biotoptyp
Brandenburg (2007)	Frischweiden, Fettweiden - Untertyp: artenreiche Magerweiden, weitgehend ohne Gehölzbewuchs	GMWRO	weiter gefasster Biotoptyp
Mecklenburg-Vorpommern (1998)	Frischweide	GMW	weiter gefasster Biotoptyp
Österreich (2004)	FrISCHE, artenreiche Fettweide der Tieflagen		weiter gefasster Biotoptyp
Schweiz (1999)	Kammgrasweide ( <i>Cynosurion</i> )		weiter gefasster Vegetationstyp
HAEUPLER & MUER (2007)	Intensiv-Fettweiden der Tieflagen ( <i>Cynosurion cristati</i> p.p.) oder Rotschwingelwiesen ( <i>Festuco commutatae-Cynosurion</i> u. a.)	T7.2.1 oder T7.1.1	Zuordnung unklar (passende Pflanzengesellschaft ist den Fettwiesen zugeordnet)

Zu Tab. 51: In den meisten Biotopklassifikationen werden Weiden des Verbands *Cynosurion* nicht nach Standortmerkmalen untergliedert. Nur im niedersächsischen

Schlüssel gibt es einen eigenen Untertyp magerer, kalkarmer Standorte.

Tab. 52: Vergleich von Biotopklassifikationen am Beispiel einer Sukzessionsfläche

Biotopbeschreibung: Sukzessionsfläche auf der Sohle einer ehemaligen Sandgrube mit Dominanz von Land-Reitgras (punktuell wenige Individuen von Arten der Sandtrockenrasen, z. B. <i>Carex arenaria</i> , <i>Trifolium arvense</i> ) und eingestreutem Birkenjungwuchs (Gehölzdeckung < 10 %)			
Schlüssel	Biotoptyp	Code	Kommentar
CORINE	Wood small-reed stands - oder: Ruderal communities	35.14 oder 87.2	Zuordnungsproblem
EUNIS	<i>Calamagrostis epigejos</i> stands - oder: Weed communities of recently abandoned extractive industrial sites	E1.74 oder E5.14	Zuordnungsproblem (Vegetations- oder nutzungsbezogener Strukturtyp)
Deutschland (2006)	artenarmer, gehölzfreier Reitgras-Dominanzbestand - oder: trocken-warmer Ruderalstandort auf Sand-, Kies- und Schotterboden mit dichter, meist ausdauernder Vegetation	39.07.02 oder 39.06.01.02	Vegetationstyp passt, aber nicht der Gehölzanteil (dieser evtl. als „Vorwald“ gesondert zu typisieren?); alternativ weiter gefasster Biotoptyp
Niedersachsen (2004)	Halbruderaler Gras- und Staudenflur trockener Standorte Z: hochwüchsig, gehölzreiche Ausprägung, Bodenabbaufäche	UHT 3vu	weiter gefasster Biotoptyp mit relativ genauer Kennzeichnung der Struktur
Hessen (1995)	Schlagfluren und Vorwald	01.400	sehr weit gefasste Vegetationstypen, Einheit umfasst nach Definition auch Brachflächen außerhalb von Wäldern
Sachsen (2004)	Ruderalflur trockenwarmer Standorte Z: beginnender Gehölzaufwuchs	07.03.100 v1	weiter gefasster, nur bedingt zutreffender Biotoptyp
Brandenburg (2007)	Landreitgrasfluren (nach der Artenzusammensetzung auch: trockene Grünlandbrache mit einzelnen Trockenrasenarten, GATR)	RSC	genau zutreffender Biotop- bzw. Vegetationstyp, aber Trennung vom Typ GATR u.U. schwierig
Mecklenburg-Vorpommern (1998)	Ruderaler Kriechrasen Überlagerungscode: Sand- bzw. Kiesgrube	RHK XAK	weiter gefasster Biotop- bzw. Vegetationstyp
Rheinland-Pfalz (2007)	Sand-, Kiesabgrabung Z: ungenutzt, brachgefallen (oder auch LB2 Trockene Hochstaudenflur, flächenhaft?)	GD1 stl	Zuordnung als Nutzungstyp möglich (unklar, ob zu LB2 auch Grasfluren gehören)
Österreich (2007)	Ruderalflur trockener Standorte mit geschlossener Vegetation		weiter gefasster Biotoptyp; <i>Calamagrostis epigejos</i> -Ges. in Definition genannt
Schweiz (1999)	Grasbrachen (?)		Zuordnung unklar
HAEUPLER & MUER (2007)	stickstoffbedürftige Krautfluren und Säume, ausdauernde Krautfluren bzw. Sandgruben, aufgelassen	T8.2.2 bzw. T10.5.5.2	Zuordnungsproblem (Nutzungs- oder Vegetationstyp?)

Zu Tab. 52: Bei diesem Biotop ergeben sich erhebliche Zuordnungsprobleme, da seine Vegetation nicht eindeutig einer bestimmten Pflanzengesellschaft und einem bestimmten Standorttyp zugeordnet werden kann. Bestände des Land-Reitgrases kommen in unterschiedlichen Biotop- und Nutzungstypen vor (Schlagfluren, Grünlandbrachen, Ruderalfluren, Sukzessionsflächen aller Art). Es finden sich somit – teilweise innerhalb einer Klassifikation – verschiedene Alternativen der Zuordnung:

- nach der dominanten Pflanzenart: z. B. EUNIS, Brandenburg.
- nach dem Nutzungstyp: z. B. Rheinland-Pfalz, HAEUPLER & MUER
- als Sukzessionsfläche i. w. S.: Hessen
- Pflanzengesellschaften (Zuordnung z.T. unklar): z. B. HAEUPLER & MUER
- weitergefasste Biotoptypen der Ruderalfluren oder halbruderalen Fluren: z. B. Niedersachsen, Österreich

Bei Brandenburg bietet sich auf den ersten Blick der Typ RSC an. Nach der Ausprägung der Vegetation müsste dieser Bestand aber zumindest dann dem Typ GATR zugeordnet werden, wenn es sich um die Brache eines zuvor landwirtschaftlich genutzten Sandtrockenrasen handelt würde. Da Vornutzungen bei der Kartierung nicht immer beurteilt werden können und zudem von zweitrangiger Bedeutung sind, sollten derartige Sukzessionsflächen einheitlichen Typen zugeordnet werden. Nutzungsbezüge sollten besser durch fakultative Zusatzmerkmale hergestellt werden. Der Typ der „halbruderalen Gras- und Staudenfluren“ hat sich in Niedersachsen bewährt, um (oft heterogene) Brachen aller Art, die keine Ruderalfluren i. e. S. sind, ohne großen Aufwand zu kartieren.

## 6.7.2 Tabellarische Vergleiche von Klassifikationen

Im Folgenden soll anhand von Übersichtstabellen (Tab. 53 a–j) verdeutlicht werden, in welchem Umfang verschiedene Klassifikationen kompatibel sind und welche Unterschiede bestehen.

Neben EUNIS als europäischer und der BfN-Liste als nationaler Referenz sowie Niedersachsen werden jeweils zwei oder drei weitere Bundesländer und teilweise auch Österreich gegenübergestellt. Brandenburg wurde aufgrund seiner besonders stark differenzierten Klassifikation ausgewählt (sofern es sich nicht um Berglandbiotope handelt), Rheinland-Pfalz wegen der teilweise deutlich abweichenden und vergleichsweise wenig differenzierten Gliederung (die weitgehend von NRW übernommen wurde). Je nach Biotop-typen wurden außerdem Hessen (geringe Differenzierung eines älteren Schlüssels) oder Sachsen (neuer

Schlüssel mit mittlerem Differenzierungsgrad) einbezogen. Bei EUNIS sind nur die Typen aufgelistet, die (vermutlich) in Deutschland vorkommen. Die Autoren der Schlüssel sind in 6.7.1 aufgeführt.

Soweit vorhanden werden auch Zusatzmerkmale bzw. -codes (Abkürzung Z: ...) mit angegeben, wenn dies für die Kompatibilität der Einheiten erforderlich ist.

Die Tabellen belegen, welche methodischen und inhaltlichen Schwierigkeiten sich ergeben, wenn die Einheiten verschiedener Klassifikationen gegenübergestellt werden sollen. Erwartungsgemäß ist die Kompatibilität begrenzt. Neben eindeutigen 1:1- und 1:n-Beziehungen treten vielfach n:n-Beziehungen (also mehrfache Überschneidungen) und Lücken in den Klassifikationen auf. In diesen Fällen können Länder- bzw. Schlüssel-übergreifende Auswertungen nicht durchgeführt werden.

Tab. 53a: Buchenwälder (naturnahe Ausprägungen, planar bis montan, ohne regionale Sondertypen)

EUNIS	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Brandenburg (2007)	Hessen (1995)	Rheinland-Pfalz (2007)
G1.6 <i>Fagus woodland</i>			08170 Rotbuchenwälder (WB)		AA Buchenwald
	43.07.04 Buchen(misch)-wälder frischer, basenarmer Standorte	1.5 Bodensaurer Buchenwald (WL)	08171 Rotbuchenwälder bodensaurer Standorte (WBS)	01.120 Bodensaure Buchenwälder	AA0 Buchenwald AA1 Eichen-Buchenwald
G1.62 Atlantic acidophilous <i>Fagus</i> forests G1.621 Germano-Baltic acidophilous <i>Fagus</i> forests G1.622 Sub-Atlantic acidophilous <i>Fagus</i> forests [...]	43.07.04.01 Buchen-Eichenwald frischer, basenarmer Standorte [auf Sand und sandigem Lehm]	1.5.1 Bodensaurer Buchenwald armer Sandböden (WLA) 1.5.2 Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands (WLM)	081711 Schattenblumen-Buchenwald (WBSS) 081712 Sternmoos-Buchenwald (WBSM) 081713 Blaubeer-Kiefern-Buchenwald (WBSV) 081714 Faulbaum-Buchenwald (WBSF)		
G1.61 Medio-European acidophilous <i>Fagus</i> forests G1.611 Medio-European collinar woodrush beech forests G1.6111 Western Hercynian collinar woodrush beech forests G1.6112 Hercyno-Jurassian collinar woodrush beech forests [...]	43.07.04.02 bodensaurer Buchenwald der planaren bis submontanen Stufe [auf Silikatverwitterungsböden]	1.5.3 Bodensaurer Buchenwald des Berg- und Hügellandes (WLB)	081715 Pfeifengras-Buchenwald (WBSP) 081716 Drahtschmielen-Buchenwald (WBST) 081717 Hagermoos-Buchenwald (WBSD)		
G1.612 Medio-European montane woodrush beech forests G1.6121 Hercyno-Alpine montane woodrush beech forests G1.6122 Western medio-European montane woodrush beech forests	43.07.04.03 bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe		–		
G1.63 Medio-European neutrophile <i>Fagus</i> forests	43.07.05 Buchen(misch)-wälder frischer, basenreicher Standorte	1.3 Mesophiler Buchenwald (WM)		01.110 Buchenwälder mittlerer und basenreicher Standorte	AA0 Buchenwald AA1 Eichen-Buchenwald AA2 Buchenwald mit Edellaubhölzern
G1.631 Medio-European collinar neutrophile <i>Fagus</i> forests G1.6311 Medio-European wood barley beech forests	43.07.05.01 Buchenwald basenreicher Standorte der planaren bis submontanen Stufe	1.3.1 Mesophiler Kalkbuchenwald (WMK)	08173 Rotbuchenwälder kalkreicher Standorte (WBK) 081731 Eschen-Buchenwald (WBKE) 081732 Frühlingsplatterbsen-Buchenwald (WBKL) 081734 Bingelkraut-Winterlinden-Buchenwald (WBKM)		

EUNIS	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Brandenburg (2007)	Hessen (1995)	Rheinland-Pfalz (2007)
G1.6.312 Medio-European woodruff and hairy sedge beech forests		1.3.3 Mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte des Tieflandes (WMT)	08172 Rotbuchenwälder mittlerer Standorte (WBM) 081721 Perlgras-Buchenwald (WBMD) 081722 Farn-Buchenwald (WBMF) 081723 Flattergras-Buchenwald (WBMM) 081725 Waldschwingel-Buchenwald (WBMM) 081726 Waldreitgras-Buchenwald (WBMC) 081727 Knauelgras-Hainbuchen-Buchenwald (WBMK)		
G1.633 Medio-European montane neutrophile beech forests [...] G1.6337 Northern Hercynian bittercress beech forests [...]	43.07.05.02 Buchenwald basenreicher Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe	1.3.1 Mesophiler Kalkbuchenwald (WMK) 1.3.2 Mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte des Berg- und Hügellandes (WMB)			AA6 Zahnwurz-Buchenwald
	43.08 Laub(misch)wälder trockener bzw. trockenwarmer Standorte	1.1 Wald trockenwarmer Kalkstandorte (WT) 1.2 Wald trockenwarmer, kalkarmer Standorte (WD)			
G1.66 Medio-European limestone <i>Fagus</i> forests					
G1.661 Middle European dry-slope limestone beech forests G1.6611 Medio-European dry slope sedge beech forests G1.6612 Medio-European steep slope yew beech forests G1.6614 Medio-European naked basiphile beech forests	43.08.02 Seggen-Buchenwald (Orchideen-Buchenwald)	1.1.1 Buchenwald trockenwarmer Kalkstandorte (WTB)	081733 Orchideen-Buchenwald (WBKO)	01.130 Buchenwälder trockenwarmer Standorte	AA5 Orchideen-Buchenwald
G1.6613 Medio-European blue moorgrass beech forests	43.08.03 Blaugras-Buchenwald		–		
		1.2 Wald trockenwarmer, kalkarmer Standorte (WD)	081724 Leimkraut-Buchenwald (WBMS)		

Zu Tab. 53 a: Die eine Hälfte der verglichenen Schlüssel enthält eine Obergruppe „Buchenwald“ nach der dominanten Baumart, die andere Hälfte nur Buchenwaldtypen mit Standortbezug. Bei den bodensauren und mesophilen Buchenwäldern besteht im Detail eine relativ unübersichtliche Situation, weil die Kriterien Höhenlage und Kalkgehalt unterschiedlich verwendet werden. Hinzu kommen die geographischen Typen von EUNIS, die auf nationaler Ebene keine eindeutige Entsprechung haben.

Eine Typisierung nach Höhenstufen findet sich innerhalb Deutschlands bei den hier verglichenen Schlüsseln nur in Niedersachsen und auf Bundesebene. Während in Niedersachsen die planaren Ausprägungen eigene Typen sind, werden sie vom BfN (Deutschland) mit den kollinen bis submontanen zusammengefasst.

Die Klassifikation von Rheinland-Pfalz weist die geringste Kompatibilität auf, da sie keine Unterteilung in bodensaure und basenreiche Buchenwälder enthält. Der Schlüssel von Brandenburg hebt sich durch die große Zahl von Waldgesellschaften auf der Untertypen-Ebene ab.

Die Buchenwälder trockenwarmer Kalkstandorte zeigen weitgehende Übereinstimmung. Am stärksten ist hier die Differenzierung bei EUNIS (Seggen-, Eiben- und Blaugras-Buchenwälder sowie „*Fagetum nudum*“). (Eichen-)Buchenwälder trockenwarmer, kalkarmer Standorte werden nur in Niedersachsen (als Teil eines weiter gefassten Typs) und Brandenburg (allerdings als Untertyp mesophiler Buchenwälder) typisiert.

Tab. 53b: Artenreiches Grünland mittlerer Standorte (planar bis submontan)

EUNIS	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Brandenburg (2007)	Hessen (1995)	Rheinland-Pfalz (2007)
E2 Mesic grasslands	34.07 artenreiches Grünland frischer Standorte 34.07.01 artenreiches, frisches Grünland der planaren bis submontanen Stufe	9.1 Mesophiles Grünland (GM) s.u. (ohne Zusatzmerkmal)	05110 Frischwiesen und Frischweiden (GM)	06.110 Grünland frischer Standorte, extensiv genutzt	
E2.2 Low and medium altitude hay meadows E2.22 Sub-Atlantic lowland hay meadows E2.23 Medio-European submontane hay meadows E2.231 Western Hercynian submontane hay meadows E2.232 Eastern Hercynio-Baltic submontane hay meadows	34.07.01.01 artenreiche, frische Mähwiese der planaren bis submontanen Stufe	9.1.2 Mesophiles Marschengrünland mit Salzeinfluss (GMM) 9.1.5 Sonstiges mesophiles Grünland, artenreich (GMR) 9.1.5 Sonstiges mesophiles Grünland, artenärmer (GMZ) jeweils Z: m = Mahd	05112 Frischwiesen (GMF) pp. 051121 Frischwiesen, artenreiche Ausprägung (GMFR)	06.110 Grünland frischer Standorte, extensiv genutzt mit Nutzungscode für Mahd/Wiese	EA Wiese EA0 Fettwiese EA1 Fettwiese, Flachlandausb. (Glatthaferwiese) Z: tl = Blütenpflanzenreich
E.2.221 Xero-mesophile medio-European lowland hay meadows		9.1.3 Mageres mesophiles Grünland kalkarmer Standorte (GMA) 9.1.4 Mageres mesophiles Grünland kalkreicher Standorte (GMK) jeweils Z: m = Mahd			ED1 Magerwiese [trockene, magere Glatthaferwiesen]
E2.222 Hygro-mesophile medio-European lowland hay meadows		9.1.1 Mesophiles Grünland mäßig feuchter Standorte (GMF) Z: m = Mahd			EC1 Feucht- und Nasswiese pp. [feuchte Glatthaferwiesen]
E2.1 Permanent mesotrophic pastures and after-math-grazed meadows E2.11 Unbroken pastures E2.111 Ryegrass pastures E2.113 Sub-Atlantic hill pastures E2.114 Continental pastures	34.07.01.02 artenreiche, frische (Mäh)Weide der planaren bis submontanen Stufe	9.1.2 Mesophiles Marschengrünland mit Salzeinfluss (GMM) 9.1.5 Sonstiges mesophiles Grünland, artenreich (GMR) 9.1.5 Sonstiges mesophiles Grünland, artenärmer (GMZ) jeweils Z: w = Beweidung	05111 Frischweiden, Fettweiden (GMW) pp.	06.110 Grünland frischer Standorte, extensiv genutzt, mit Nutzungscode für Weide	EB0 Fettweide EB2 Frische bis mäßig trockene Mähweide Z: tl = Blütenpflanzenreich
		9.1.3 Mageres mesophiles Grünland kalkarmer Standorte (GMA) 9.1.4 Mageres mesophiles Grünland kalkreicher Standorte (GMK) jeweils Z: w = Beweidung	051111 artenreiche Magerweiden (GMWR)		ED2 Magerweide [trockene, magere Weidelgrasweiden]
		9.1.1 Mesophiles Grünland mäßig feuchter Standorte (GMF) Z: w = Beweidung			EC2 Nass- und Feuchtweide pp. [feuchte Ausprägungen des <i>Cynosurion</i> ]
E2.12 Ditch-broken pastures					
E2.13 Abandoned pastures E2.7 Unmanaged mesic grassland	34.07.01.03 artenreiche, frische Grünlandbrache der planaren bis submontanen Stufe	s.o., Z: b = Brache	05132 Grünlandbrachen frischer Standorte (GAM) 051321 artenreich (typische Grünlandarten) (GAMR) 051322 artenarm (GAMA)	06.110 Grünland frischer Standorte, extensiv genutzt oder 06.300 Übrige Grünlandbestände mit Nutzungscode GB für Brache	EE1 Brachgefallene Fettwiese EE2 Brachgefallene Fettweide EE4 Brachgefallenes Magergrünland EE5 Gering bis mäßig verbuschte Grünlandbrache

Zu Tab. 53 b: Bei drei dieser fünf Klassifikationen wird eine Dreiteilung in Wiesen, Weide und Brache vorgenommen. An zweiter Stelle kommen Standortkriterien mit unterschiedlichem Differenzierungsgrad. In Niedersachsen stehen Standortkriterien an erster Stelle. Die Nutzung wird hier nur durch Zusatzmerkmale gekennzeichnet. Dies ist dadurch begründet, dass bei der heutigen Vielzahl an Nutzungs- und Pflegevarianten keine eindeutige Beziehung zwischen Nutzung

und Ausprägung der Vegetation besteht. Die Brache-problematik wurde bereits mehrfach angesprochen. In Hessen gibt es für alle Standortvarianten nur einen Typ, der lediglich durch Nutzungscode differenziert werden kann. Bei EUNIS bereiten auch hier die geographischen Bezeichnungen Zuordnungsschwierigkeiten. Die submontanen Typen entsprechen möglicherweise eher den in Deutschland gesondert klassifizierten Bergwiesen.



Tab. 53c: Permanente naturnahe eutrophe Stillgewässer inkl. Röhrlichtzone (planar bis montan, ohne vegetationsarme Ufer und Teichböden)

EUNIS	Österreich (2007)	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Brandenburg (2007)	Rheinland-Pfalz (2007)
	1.4.1 Naturnahe Seen				
	1.4.3 Naturnahe Teiche und Weiher				
	1.4.6 Alt- und Totarme				
				02102 Meso- bis leicht eutrophe Seen (mäßig nährstoffreich) mit Tauchfluren, im Sommer große Sichttiefe (SGM)	
		24.04 eutrophe stehende Gewässer			
C1.3 Permanent eutrophic lakes, ponds and pools	1.4.1.2 Meso- bis eutrophe Seen 1.4.1.2.1 Meso- bis eutropher See tieferer Lagen	24.04.01 eutropher See	4.15.2 Sonstiges naturnahes nährstoffreiches Stillgewässer natürlicher Entstehung (SRN) 4.15.3 Naturnaher nährstoffreicher Baggersee (SRA) 4.15.4 Naturnahes nährstoffreiches Staugewässer (SRS) 4.15.5 Sonstiges naturnahes nährstoffreiches Stillgewässer (SRZ)	021023 schwach eutrophe, sehr karbonatreiche Seen (SGMN) 021024 mäßig eutrophe, karbonatreiche Seen (SGMP) 02103 Eutrophe bis polytrophe (nährstoffreiche) Seen, meist nur mit Schwimmblattvegetation, im Sommer mäßige bis geringe Sichttiefe (SGE) 021031 stark eutrophe Seen mit Tauchfluren (SGEM)	FA0 See Z: wf = naturnah, ste = eutroph
	1.4.3.3 Meso- bis eutrophe naturnahe Teiche und Weiher 1.4.3.3.2 Meso- bis eutropher naturnaher Teich und Weiher tieferer Lagen	24.04.03 eutropher Weiher und Flachsee (inkl. naturnahe, eutrophe Teiche)	4.11.2 Sonstiges naturnahes nährstoffreiches Kleingewässer natürlicher Entstehung (SEN) 4.11.5 Sonstiges naturnahes nährstoffreiches Kleingewässer (SEZ)	02120 Kleingewässer (Söle, Kolke, Pfuhe etc., < 1 ha) (SK) 02121 naturnah, unbeschattet (SKU) 02122 naturnah, beschattet (SKB)	FB0 Weiher (stetig) FC5 Auenkolke, Woye FD0 Stehendes Kleingewässer FD4 Bombentrichter Z: wf = naturnah, ste = eutroph
			4.11.4 Naturnaher nährstoffreicher Stauteich (SES)	02140 Staugewässer/Kleinspeicher (SS) 02141 naturnah, unbeschattet (SSU) 02142 naturnah, beschattet (SSB) 02150 Teiche (ST) 02151 unbeschattet (STU) 02152 beschattet (STB)	FF0 Teich FF2 Fischteich, Nutzteich FF3 Mühlenteich FF4 Löschteich FF5 Naturschutzteich Z: wf = naturnah, ste = eutroph
		24.04.04 eutrophes, sich selbst überlassenes Abbaugewässer	4.11.3 Naturnahes nährstoffreiches Abbaugewässer (SEA)	02160 Grubengewässer, Abgrabungsseen 02161 Torfstiche 02162 Sand- u. Kiesgruben 02163 Lehm-, Ton- und Mergelgruben 02165 Braunkohle-Tagebau-Restlöcher 02166 Gipsgruben 02167 Sonstige Abgrabungsgewässer	FG0 Abgrabungsgewässer FG1 Abgrabungsgewässer (Lockergestein) FG2 Abgrabungsgewässer (Festgestein) Z: wf = naturnah, ste = eutroph
	1.4.6.1 Altarm 1.4.6.2 Totarm	23.07.02 Altarm 24.04.02 eutrophes Altwasser	4.11.1 Kleines naturnahes Altwasser (SEF) 4.15.1 Großes naturnahes Altwasser (SRF)	02110 Altarme von Fließgewässern (SFA) 02113 schwach eutrophe (mäßig nährstoffreiche) Altarme (SFAM) 02114 hocheutrophe Altarme (SFAE)	FC1 Altarm (angebunden) FC3 Altarm (angebunden, nicht durchströmt) FC4 Altarm (angebunden, durchströmt) FC2 Altwasser (abgebunden) Z: wf = naturnah, ste = eutroph
C1.31 Benthic communities of eutrophic waterbodies C1.32 Free-floating vegetation of eutrophic waterbodies C1.33 Rooted submerged vegetation of eutrophic waterbodies C1.34 Rooted floating vegetation of eutrophic waterbodies C1.341 Shallow-water floating communities C1.3411 <i>Ranunculus</i> communities in shallow water C1.3412 Water starwort [ <i>Callitriche</i> ] communities C1.3413 <i>Hottonia palustris</i> beds in shallow water	1.4.9 Gewässervegetation 1.4.9.1 Unterwasservegetation 1.4.9.1 Submerse Gefäßpflanzenvegetation 1.4.9.2 Schwimmblatt- und Schwimmpflanzenvegetation 1.4.9.2.1 Schwimmpflanzenvegetation meso- und eutropher Gewässer 1.4.9.2.3 Schwimmblattvegetation		4.17.1 Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit sonstigen Tauchblattpflanzen (VET) 4.17.2 Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit submersen Großlaichkraut-Gesellschaften (VEG) 4.17.3 Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit wurzelnden Schwimmblattpflanzen (VES) 4.17.4 Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Froschbiss-Gesellschaften (VEH)	02200 Schwimmblattgesellschaften an Standgewässern (SN) mit 11 Untertypen, u. a.: 02201 Tausendblatt-Teichrosengesellschaften (SNM) 02202 Wasserknöterich-Schwimmlaichkraut-Gesellschaft (SNP) [...] 02206 Wasserlinsendecken (SNL) 02207 Unterwasser-Laichkrautgesellschaften (SNU) [...]	Z: wg = Unterwasservegetation wh = Schwimmblattvegetation wh1 = Wasserlinsendecken

Forts. Tab. 53c:

EUNIS	Österreich (2007)	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Brandenburg (2007)	Rheinland-Pfalz (2007)
C3 Littoral zone of inland surface waterbodies C3.2 Water-fringing reed-beds and tall helophytes other than canes C3.21 <i>Phragmites australis</i> beds C3.211 Flooded <i>Phragmites</i> beds C3.2111 Freshwater <i>Phragmites</i> beds C3.22 <i>Scirpus lacustris</i> beds C3.23 <i>Typha</i> beds [u. a.]	2.2.2.2 Großröhrichte an Stillgewässern und Landröhricht 2.2.2.3.1.2 Kleinröhricht an Stillgewässer	38. Röhrichte (ohne Brackwasserröhrichte) 38.01 Teichsimsenröhricht 38.02.01 Schilf-Wasserröhricht 38.03 Rohrkolbenröhricht 38.05 Wasserschwadentröhricht 38.07 sonstiges Röhricht	4.17.5 Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Röhricht (VER)	02210 Röhrichtgesellschaften an Standgewässern (SR) 02211 Großröhrichte (SRG), 13 Untertypen, u. a.: 022111 Schilf-Röhricht (SRGF) 022112 Rohrkolben-Röhricht (SRGT) 02212 Kleinröhrichte (SRK), 7 Untertypen, u. a.: 022121 Röhricht des Ästigen Igelkolbens (SRK)	Z: wk = Röhrichtsaum  bzw. bei Breite > 5 m: CF0 Röhrichtbestand CF1 Röhrichtbestand niedrigwüchsiger Arten CF2 Röhrichtbestand hochwüchsiger Arten
			4.17.6 Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Flutrasen/ Binsen (VEF)		
zu C3.2 oder D5.2 Beds of large sedges normally without free-standing water ?	2.2.1 Großseggenrieder	37.02 nährstoffreiche Großseggenriede	4.17.7 Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Seggen (VEC)	022118 Großseggen-Röhricht (SRGM)	Zusatzcode wk1 = Großseggen-saum bzw. bei Breite > 5 m: CD0 Großseggenried

Erläuterungen zu Tab. 53 c: Bei den Stillgewässern ergibt sich mehrheitlich eine Zweiteilung in Gewässertypen und Typen der Wasser- und Verlandungsvegetation, was – wie bereits angesprochen – bei Biotoptypen, die den Lebensraum insgesamt repräsentieren, grundsätzlich fragwürdig ist. EUNIS führt nur einen Gewässertyp, aber zahlreiche Typen von Wasser- und Verlandungsvegetation auf. Die übrigen Schlüssel differenzieren nach der Größe bzw. Tiefe und der Entstehung der Gewässer, wobei sich im Detail einige Unterschiede zeigen. Bei Österreich findet sich zusätzlich eine Unterteilung nach Höhenstufen. Die Trophie wird

auf unterschiedlichen Hierarchiestufen differenziert, in Rheinland-Pfalz nur als Zusatzmerkmal. Dies gilt auch für die Naturnähe der Stillgewässer. Bei einem Teil der Schlüssel werden die Röhrichte innerhalb von Gewässern gesondert klassifiziert, bei anderen mit den Landröhrichtern zusammengefasst. Entsprechendes gilt für Seggenbestände der Verlandungsbereiche. Binsenbestände (i. d. R. aus Flatter-Binse) und Flutrasen in flach überstauten Verlandungszonen sind nur in Niedersachsen klassifiziert, vermutlich weil sie keiner der beschriebenen Pflanzengesellschaften zuzuordnen sind.

Tab. 53d: Naturnahe Bachläufe des Hügellands und darin gelegener Niederungen (Rhithral und Potamal), ohne Uferbiotope

EUNIS	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Brandenburg (2007)	Hessen (1995)	Rheinland-Pfalz (2007)
C2.2 Permanent non-tidal, fast, turbulent water-courses	23.01.01 natürliches und naturnahes Rhithral				
C2.21 Epirhithral and metarhithral streams	23.01.01.01 natürliches oder naturnahes Rhithral mit Geröll- oder Schotter-Sohlsubstrat 23.01.01.02 natürliches oder naturnahes Rhithral mit Grobkies- oder Kies-Sohlsubstrat 23.01.01.03 natürliches oder naturnahes Rhithral mit Sand-Sohlsubstrat 23.01.01.04 natürliches oder naturnahes Rhithral mit Feinsediment-Sohlsubstrat 23.01.01.05 natürliches oder naturnahes Rhithral mit organischem Sohl-substrat	4.4.2 Naturnaher sommerkalter Bach des Berg- und Hügellandes (FBH)	03.02.100 Naturnaher Bach 03.02.110 Naturnaher sommerkalter Bach (Berglandbach)	04.211 Kleine bis mittlere Mittelgebirgsbäche 04.212 Große Mittelgebirgsbäche bis kleine Mittelgebirgsflüsse	FM6 Mittelgebirgsbach Z: wf = naturnah
C2.22 Hyporhithral streams					
C2.3 Permanent non-tidal, smooth-flowing water-courses C2.31 Epipotamal streams	23.01.02 natürliches und naturnahes Potamal (Untertypen nach Sohl-substrat)	4.4.4 Naturnaher sommerwarmer Niederungsbach (FBN)	03.02.120 Naturnaher sommerwarmer Bach (Tiefenbach)	04.211 Kleine bis mittlere Flachlandbäche 04.212 Große Flachlandbäche bis kleine Flachlandflüsse	FM5 Tieflandbach Z: wf = naturnah
C2.25 Acid oligotrophic vegetation of fast-flowing streams C2.26 Lime-rich oligotrophic vegetation of fast-flowing streams C2.27 Mesotrophic vegetation of fast-flowing streams C2.28 Eutrophic vegetation of fast-flowing streams		Z: f = flutende Wasservegetation	Z: c1 = mit flutender Wasservegetation	Z: WWP = Wasserpflanzen: Höhere Pflanzen, WWM = Wasserpflanzen: Moose	Z: wg = Unterwasservegetation
C2.33 Mesotrophic vegetation of slow-flowing rivers C2.34 Eutrophic vegetation of slow-flowing rivers		Z: f = flutende Wasservegetation	Z: c1 = mit flutender Wasservegetation		Z: wg = Unterwasservegetation

Zu Tab. 53d: In den Bundesländern besteht Übereinstimmung in der gesonderten Typisierung von Bächen (gegenüber Flüssen) sowie einer Unterteilung in Tiefland (i. w. S.) und Hügelland. Das BfN (Deutschland) unterscheidet nur nach den limnologischen Gewässerabschnitten (ebenso EUNIS) sowie ihrer Sohlstruktur. Diese Typen sind ökologisch aussagefähiger, führen aber auch zu einem erheblich höheren Kartierungsaufwand sowie zu Zuordnungsproblemen bei wechselnder Sedimentausprägung. Bei EUNIS gibt es zusätzlich eine gesonderte Typisierung der Wasservegetation, was – hier noch mehr als bei den

Stillgewässern mit im Idealfall gut abgrenzbaren Verlandungszonen – dem Biotopkonzept widerspricht. Diese Typen sind insbesondere deswegen entbehrlich, weil sie nicht nach bestimmten Vegetationsformen (z. B. Wassermoose, flutende Blütenpflanzen, Röhrichte), sondern ausschließlich nach Biotopmerkmalen (Fließgeschwindigkeit und Trophie) differenziert sind, also problemlos in die Klassifikation der Gewässertypen integriert werden könnten, z. B.: „Acid oligotrophic epirhithral and metarhithral streams“ (C2.21+C2.25). Zweckmäßiger ist die Lösung der Länderschlüssel mit Zusatzmerkmalen.

**Tab. 53e: Gehölzfreie Riede der planaren bis submontanen Niedermoore und Sümpfe (ohne Quellfluren, Sümpfe der Küstendünetäler, Landröhrichte)**

Bei EUNIS werden hier einzelne Vegetationstypen weggelassen, die zu den Hochmooren überleiten. Bei Brandenburg werden die Typen der unteren Hierarchiestufen (mit 4- und 5-stelligen Buchstabencodes) nur z. T. aufgelistet.

EUNIS	Österreich (2007)	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Brandenburg (2007)	Rheinland-Pfalz (2007)
	2.2 Waldfreie Sümpfe und Moore	35. Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte (ohne Röhrichte und Großseggenrieder)	5.1 Niedermoor/Sumpf (NS)	04 Moore und Sümpfe	CC Kleinseggenried, Binsensumpf CC0 Kleinseggenried, Binsensumpf
D2 Valley mires, poor fens and transition mires	2.2.3 Kleinseggenrieder	35.01 waldfreie, oligo- bis mesotrophe Niedermoore und Sümpfe			
D2.1 Valley mires D2.11 Acid valley mires D2.12 Basic and neutral valley mires					
D2.26 <i>Eriophorum angustifolium</i> fens D2.3 Transition mires and quaking bogs D2.31 <i>Carex lasiocarpa</i> swards D2.311 Brown moss slender-sedge swards D2.312 <i>Sphagnum</i> slender-sedge swards D2.313 Brown moss- <i>sphagnum</i> slender-sedge swards D2.32 <i>Carex diandra</i> quaking mires D2.33 <i>Carex rostrata</i> quaking mires D2.331 Acidocline bottle sedge quaking mires D2.332 Basicline bottle sedge quaking mires D2.3321 Basicline <i>sphagnum</i> -bottle sedge quaking mires D2.3322 Brown moss-bottle sedge quaking mires D2.34 <i>Carex limosa</i> swards D2.341 Brown moss-mud sedge swards D2.342 <i>Sphagnum</i> -mud sedge swards D2.38 <i>Sphagnum</i> and <i>Eriophorum</i> rafts D2.39 <i>Menyanthes trifoliata</i> and <i>Potentilla palustris</i> rafts D2.3A <i>Calla palustris</i> mires D2.3B Brown moss carpets D2.3D <i>Molinia caerulea</i> quaking bogs D2.3E <i>Calamagrostis stricta</i> quaking bogs	2.2.4 Übergangsmoore und Schwingrasen 2.2.4.1 Übergangsmoor 2.2.4.2 Schwingrasen	36.02 Übergangsmoore und Zwischenmoore 36.02.01 Übergangsmoor oder Zwischenmoor der planaren bis submontanen Stufe	6.3.1 Wollgras-Torfmoos-Schwingrasen (MWS) 6.3.2 Wollgras-Torfmoosrasen (MWT) 5.1.1 Basen- und nährstoffarmer Sumpf (NSA)	04320 Sauer-Zwischenmoore (mesotroph-saure Moore) (MAZ) 04321 Torfmoos-Schwingrasen und Schlenken (MAZS) 04322 Torfmoos-Seggen-Wollgras-Ried (MAZE) 04410 Basen-Zwischenmoore (mesotroph-subneutrale Moore) (MMB)	CA3 Übergangs-, Zwischen-, Quellmoor
D2.2 Poor fens and soft-water spring mires D2.22 <i>Carex nigra</i> , <i>Carex canescens</i> , <i>Carex echinata</i> fens D2.222 Sub-Atlantic black-white-star sedge fens D2.2221 Sub-Atlantic <i>Carex</i> acidic fens D2.2222 Sub-Atlantic <i>Carex-Juncus</i> acidic fens D2.2223 Sub-Atlantic <i>Carex-Sphagnum</i> fens D2.2224 Sub-Atlantic <i>Carex-Juncus-Sphagnum</i> fens D2.2225 Sub-Atlantic <i>Agrostis-Sphagnum</i> fens	2.2.3.2 Basenarme Kleinseggenrieder 2.2.3.2.1 Basenarmes, nährstoffarmes Kleinseggenried	35.01.01 oligo- bis mesotrophe, kalkarme Niedermoore 35.01.01.01 oligo- bis mesotrophes, kalkarmes Niedermoor der planaren bis submontanen Stufe	5.1.1 Basen- und nährstoffarmer Sumpf (NSA) 5.1.3 Mäßig nährstoffreicher Sumpf (NSM)	04320 Sauer-Zwischenmoore (mesotroph-saure Moore) (MAZ) 04321 Torfmoos-Schwingrasen und Schlenken (MAZS) 04322 Torfmoos-Seggen-Wollgras-Ried (MAZE) 04540 Kleinseggenriede (MEK)	CC1 Bodensaures Kleinseggenried CC3 Bodensaurer Binsensumpf

Forts. Tab. 53e:

EUNIS	Österreich (2007)	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Brandenburg (2007)	Rheinland-Pfalz (2007)
D4 Base-rich fens and calcareous spring mires D4.1 Rich fens, including eutrophic tall-herb fens and calcareous flushes and soaks D4.11 <i>Schoenus nigricans</i> fens D4.112 Germano-Gallic black bogrush fens D4.113 Central European black bogrush fens D4.13 Subcontinental <i>Carex davalliana</i> fens D4.131 Peri-Alpine Davall sedge fens D4.132 Deergrass Davall sedge fens D4.15 <i>Carex dioica</i> , <i>Carex pulicaris</i> and <i>Carex flava</i> fens D4.153 Middle European yellow sedge fens D4.156 Flea sedge fens D4.16 <i>Carex nigra</i> alkaline fens D4.161 Middle European black sedge rich fens D4.1A <i>Eleocharis quinqueflora</i> fens D4.1C <i>Carex rostrata</i> alkaline fens D4.1E <i>Trichophorum cespitosum</i> alkaline fens D4.1F Middle European <i>Blysmus compressus</i> fens D4.1G Small herb alkaline fens	2.2.3.1 Basenreiche Kleinseggenrieder 2.2.3.1.1 Basenreiches, nährstoffarmes Kleinseggenried	35.01.02 oligo- bis mesotrophe, kalkreiche Niedermoore 35.01.02.01 oligo- bis mesotrophes, kalkreiches Niedermoor der planaren bis submontanen Stufe	5.1.2 Basenreicher, nährstoffarmer Sumpf (NSK)	04400 Basen- und Kalk-Zwischenmoore (mesotroph-subneutrale bis mesotroph-kalkreiche Moore) (MM) 04410 Basen-Zwischenmoore (mesotroph-subneutrale Moore) (MMB) 04411 Braunmoosreiches Kleinseggenried (MMBK) 04420 Kalk-Zwischenmoore (mesotroph-kalkreiche Moore) (MMK) 04421 Braunmoos-Sumpfsimsen-Ried (MMKE) 04423 Braunmoos-Kalkbinsen-Ried (MMKJ)	CC2 Kalk-Kleinseggenried CC4 Kalk-Binsensumpf
				04500 nährstoffreiche (eutrophe bis polytrophe) Moore und Sümpfe (ME)	
D4.11 Tall herb fens	6.1.1.2 Mädesüßflur	35.02.03.03 sonstige Feucht- bzw. Nassgrünlandbrache der planaren bis submontanen Stufe (tlw.)	5.1.6 Hochstaudensumpf nährstoffreicher Standorte (NSS)	051412 flächige Hochstaudenfluren auf Grünlandbrachen feuchter bis nasser Standorte (GSFA)	LB1 Feuchte Hochstaudenflur, flächenhaft
D5 Sedge and reedbeds, normally without free-standing water					
D5.2 Beds of large sedges normally without free-standing water	2.2.1 Großseggenrieder	37. Großseggenriede			CD Großseggenried CD0 Großseggenried
		37.01 nährstoffarme Großseggenriede	5.1.3 Mäßig nährstoffreicher Sumpf (NSM)	04412 Braunmoos-Großseggenried (MMBG)	
		37.02 nährstoffreiche Großseggenriede	5.1.4 Nährstoffreiches Großseggenried (NSG)		
D5.21 Beds of large <i>Carex</i> spp. D5.211 Brown sedge beds D5.212 Slender tufted sedge beds and related communities D5.2121 Slender tufted sedge beds D5.2122 Lesser pond sedge beds D5.2125 Water sedge beds D5.213 Greater pond sedge beds D5.214 Bottle, bladder and slender sedge beds D5.2141 Bottle sedge beds D5.2142 Bladder sedge beds D5.2143 Slender sedge beds	2.2.1.2.1 Rasiges Großseggenried, typischer Subtyp	37.01.02 rasiges nährstoffarmes Großseggenried 37.02.02 rasiges nährstoffreiches Großseggenried	5.1.4 Nährstoffreiches Großseggenried (NSG) 5.1.3 Mäßig nährstoffreicher Sumpf (NSM)	04530 Seggenriede mit überwiegend rasig wachsenden Großseggen (MER) 05101 Großseggenwiesen (Streuwiesen) (GF5) 051313 Grünlandbrachen feuchter Standorte, von rasigen Großseggen dominiert (GAFR)	CD1 Rasen-Großseggenried

Forts. Tab. 53e:

EUNIS	Österreich (2007)	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Brandenburg (2007)	Rheinland-Pfalz (2007)
D5.215 Tufted sedge and sward sedge tussocks D5.2151 Tufted sedge tussocks D5.2152 Sward sedge tussocks D5.216 Greater tussock sedge tussocks D5.217 Smaller tussock sedge tussocks D5.218 Cyperus sedge tussocks D5.219 Fox sedge tussocks D5.2191 True fox sedge tussocks D5.2192 False fox sedge tussocks	2.2.1.1 Horstiges Großseggenried	37.01.01 bultiges nährstoffarmes Großseggenried	5.1.4 Nährstoffreiches Großseggenried (NSG)	04520 Seggenriede mit überwiegend bultigen Großseggen (MEB) 05101 Großseggenwiesen (Streuwiesen) (GFS) 051313 Grünlandbrachen feuchter Standorte, von bultigen Großseggen dominiert (GAFB)	CD2 Bulten-Großseggenried
D5.3 Swamps and marshes dominated by <i>Juncus effusus</i> or other large <i>Juncus</i> spp.		35.02.03.03 sonstige Feucht- bzw. Nassgrünlandbrache der planaren bis submontanen Stufe (tlw.)	5.1.5 Binsen- und Simsenried nährstoffreicher Standorte (NSB)	05101 Großseggenwiesen (Streuwiesen) (GFS)  051315 Grünlandbrachen feuchter Standorte, von Binsen dominiert (GAFJ)	EC1 Nass- und Feuchtwiese (tlw.)  EC5 Flutrasen (tlw.)
	2.2.2.3.1 Kleinröhricht (tlw.)		5.1.7 Sonstiger nährstoffreicher Sumpf (NSR)		CF1 Röhrichtbestand niedrigwüchsiger Arten (tlw.)
				04200 sekundäre Moorbildungen in der Bergbaufolgelandschaft (MB) 04201 Moorbildungen auf sauren Standorten (MBA) 04202 Moorbildungen auf basenreichen Standorten (MBB)	

Zu Tab. 53e: Bei den Seggen- und Binsenrieden sowie Staudenfluren gehölzfreier Sümpfe und Niedermoore ergeben sich neben Übereinstimmungen bei den Standortkriterien auch erhebliche Unterschiede zwischen den Typen der verschiedenen Klassifikationen, wozu u. a. die unterschiedliche Behandlung von Feuchtgrünlandbrachen beiträgt. Die Großseggenriede bilden teils eigene Obergruppen, teils Untertypen von nach der Trophie gegliederten Typen (z. B. Niedersachsen, Brandenburg). EUNIS weist eine sehr starke

Differenzierung nach Vegetationstypen auf, die vielfach durch dominante Seggenarten bestimmt sind. Eine Unterscheidung nach Höhenstufen enthält außerhalb des alpinen Bereichs nur der Deutschland-Schlüssel. Sonderfälle sind die Komplextypen der Talmoore bei EUNIS (D2.1 Valley mires) und der sekundären Moorbildungen in Brandenburg, die keine eindeutigen Beziehungen zu Typen der anderen Schlüssel aufweisen.

Tab. 53f: Borstgrasrasen (planar bis montan)

EUNIS	Österreich (2007)	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Brandenburg (2007)	Rheinland-Pfalz (2007)
E1.7 Non-Mediterranean dry acid and neutral closed grassland E1.71 <i>Nardus stricta</i> swards		34.06 Borstgrasrasen	8.2 Borstgras-Magerrasen (RN)		DF Borstgrasrasen DF0 Borstgrasrasen
E1.712 Sub-Atlantic <i>Nardus-Galium</i> grasslands		34.06.01 Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte			
		34.06.01.01 Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der planaren bis submontanen Stufe	8.2.2 Trockener Borstgrasrasen tieferer Lagen (RNT)	05114 Borstgrasrasen (frische bis wechselfeuchte Ausprägung) (GMB) 051214 Borstgrasrasen trockener Ausprägung (GTSN)	
	3.2.1.1.2 Frische basenarme Magerwiese der Tieflagen	34.06.01.01.01 gemähter Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der planaren bis submontanen Stufe	8.2.2 Trockener Borstgrasrasen tieferer Lagen (RNT) Z: m = Mahd		
	3.2.1.1.4 Frische basenarme Magerweide der Tieflagen	34.06.01.01.02 beweideter Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der planaren bis submontanen Stufe (inkl. Mähweide)	8.2.2 Trockener Borstgrasrasen tieferer Lagen (RNT) Z: w = Beweidung		
	3.2.3.1.2 Frische basenarme Grünlandbrache nährstoffarmer Standorte der Tieflagen	34.06.01.01.03 brachgefallener Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der planaren bis submontanen Stufe	8.2.2 Trockener Borstgrasrasen tieferer Lagen (RNT) Z: b = Brache		
E4.3 Acid alpine and subalpine grassland E4.31 Alpic <i>Nardus stricta</i> swards and related communities E4.316 Hercynian summital mat-grass swards E4.3162 Black Forest summital mat-grass swards E4.3163 Harz summital mat-grass swards		34.06.01.02 Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe	8.2.3 Montaner Borstgrasrasen (RNB)		
	3.2.1.2.2 Frische basenarme Magerwiese der Bergstufe	34.06.01.02.01 gemähter Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe	8.2.3 Montaner Borstgrasrasen (RNB) Z: m = Mahd		
	3.2.1.2.4 Frische basenarme Magerweide der Bergstufe	34.06.01.02.02 beweideter Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe (inkl. Mähweide)	8.2.3 Montaner Borstgrasrasen (RNB) Z: w = Beweidung		
	3.2.3.1.4 Frische basenarme Grünlandbrache nährstoffarmer Standorte der Bergstufe	34.06.01.02.03 brachgefallener Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe	8.2.3 Montaner Borstgrasrasen (RNB) Z: b = Brache		
E3.52 Heath <i>Juncus</i> meadows and humid <i>Nardus stricta</i> swards		34.06.02 Borstgrasrasen feuchter Standorte	8.2.1 Feuchter Borstgrasrasen (RNF)	05114 Borstgrasrasen (frische bis wechselfeuchte Ausprägung) (GMB)	
		34.06.02.01 Borstgrasrasen feuchter Standorte der planaren bis submontanen Stufe			
		34.06.02.01.01 gemähter Borstgrasrasen feuchter Standorte der planaren bis submontanen Stufe	8.2.1 Feuchter Borstgrasrasen (RNF) Z: m = Mahd		
	3.1.1.4 Basenarme feuchte bis nasse Magerweide [?, Zuordnung unklar]	34.06.02.01.02 beweideter Borstgrasrasen feuchter Standorte der planaren bis submontanen Stufe (inkl. Mähweide)	8.2.1 Feuchter Borstgrasrasen (RNF) Z: w = Beweidung		
		34.06.02.01.03 brachgefallener Borstgrasrasen feuchter bis frischer Standorte der planaren bis submontanen Stufe	8.2.1 Feuchter Borstgrasrasen (RNF) Z: b = Brache		
		34.06.02.02 Borstgrasrasen feuchter Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe	8.2.1 Feuchter Borstgrasrasen (RNF)		

Forts. Tab. 53f:

EUNIS	Österreich (2007)	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Brandenburg (2007)	Rheinland-Pfalz (2007)
		34.06.02.02.01 gemähter Borstgrasrasen feuchter Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe	8.2.1 Feuchter Borstgrasrasen (RNF) Z: m = Mahd		
	3.1.1.4 Basenarme feuchte bis nasse Magerweide [?, Zuordnung unklar]	34.06.02.02.02 beweideter Borstgrasrasen feuchter Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe (inkl. Mähweide)	8.2.1 Feuchter Borstgrasrasen (RNF) Z: w = Beweidung		
		34.06.02.02.03 brachgefallener Borstgrasrasen feuchter Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe	8.2.1 Feuchter Borstgrasrasen (RNF) Z: b = Brache		

Zu Tab. 53f: Bei den Borstgrasrasen weisen die verglichenen Klassifikationen erhebliche Unterschiede im Differenzierungsgrad auf. Mehrheitlich gibt es eine Dreiteilung nach Wasserversorgung und Höhenlage, wobei in der Deutschlandliste die feuchten Borstgrasrasen noch nach zwei Höhenstufen unterteilt werden. Bei EUNIS ist allerdings die Ausbildung höherer Lagen offenbar auf hochmontane bis subalpine Ausprägungen begrenzt, da die Borstgrasrasen von Schwarzwald und Harz auf die Gipfellagen („summital“) spezifiziert werden. Die Standortbezeichnung von Brandenburg ist nicht mit der Typisierung der anderen Schlüssel kompatibel, die trocken und feucht zusammenfassen (und nicht frisch und feucht), bzw. bei Borstgrasrasen keine trockenen Varianten ausscheiden (Österreich).

Im Schlüssel von Rheinland-Pfalz gibt es nur einen Typ von Borstgrasrasen. Deutschland und Österreich haben nutzungsbezogene (Unter-) Typen, die in Niedersachsen durch Zusatzmerkmale gekennzeichnet werden können. Nur Österreich verwendet eine Biotoptypenbezeichnung ohne Bezug auf die Pflanzengesellschaft „Borstgrasrasen“. Allerdings ergeben sich dabei Zuordnungsprobleme, da die Begriffe „Magerwiese“ und „Magerweide“ auch für andere Vegetationstypen verwendet werden. Dabei ist auch zu bedenken, dass es bei Borstgrasrasen basenarme und basenreichere Ausprägungen gibt, die sich in ihrem Arteninventar erheblich unterscheiden. Für basenreiche Borstgrasrasen ist im niedersächsischen Schlüssel der Zusatzcode „r“ vorgesehen.



Tab. 53g: Natürliche Felsen (planar bis montan, ohne Serpentinegestein, ohne Felsrasen, -gebüsche und -wälder)

EUNIS	Österreich (2007)	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Rheinland-Pfalz (2007)	Sachsen (2004)
H3 Inland cliffs, rock pavements and outcrops	10.4 Fels	32.01 natürliche und naturnah entwickelte Felsen		GA0 Fels, Felswand, -klippe	09.02.100 Offene natürliche und naturnahe Felsbildungen
H3.2 Basic and ultra-basic inland cliffs	10.4.1 Karbonatfelswände	32.01.01 natürlicher und naturnah entwickelter Karbonatfels	7.1.1 Natürliche Kalk- und Dolomit-Felsflur (RFK)	GA1 Natürliche Felswand, -klippe, Kalkfels	09.02.110 Natürlicher Kalkfels
	– ?	32.01.04 natürlicher und naturnah entwickelter Gipsfels	7.1.2 Natürliche Gips-Felsflur (RFG)	– ?	– ?
H3.25 Alpine and sub-mediterranean chasmophyte communities H3.251 Alpine calcareous cliff heliophile communities [ <i>Potentillion caulescentis</i> ] H3.252 Middle-European calcareous fern cliffs [ <i>Cystopteridion fragilis</i> ] H3.2B Lowland middle European calcareous cliff communities	10.4.1.1 Karbonatfelswände mit Felsspaltenvegetation 10.4.1.1.1 Karbonatfelswand der tieferen Lagen mit Felsspaltenvegetation		Zusatzmerkmal s = Felsspaltenvegetation (bei allen Felstypen)		Z: c11 = mit Felsspaltenvegetation (bei allen Felstypen)
H3.2E Bare limestone inland cliffs H3.2E2 Mountain limestone cliffs H3.2E4 Nemoral low altitude limestone cliffs	10.4.1.2 Karbonatfelswände ohne Felsspaltenvegetation 10.4.1.2.1 Karbonatfelswand der tieferen Lagen ohne Felsspaltenvegetation	32.01.01 natürlicher und naturnah entwickelter Karbonatfels	7.1.1 Natürliche Kalk- und Dolomit-Felsflur (RFK)	GA1 Natürliche Felswand, -klippe, Kalkfels	09.02.110 Natürlicher Kalkfels
H3.2H Bare inland basaltic and ultra-basic cliffs H3.2H2 Mountain basaltic and ultra-basic cliffs H3.2H4 Nemoral low altitude basaltic and ultra-basic cliffs; H3.2I Temperate serpentine and basaltic cliff communities		32.01.02.02 natürlicher und naturnah entwickelter basenreicher Silikatfels (Basalt, Kalksandstein usw.)	7.2.2 Natürliche Felsflur aus basenreichem Silikatgestein (RBR)	GA2 Natürliche Felswand, -klippe, Silikatfels	09.02.130 Natürlicher basenreicher Silikatfels
H3.1 Acid siliceous inland cliffs	10.4.2 Silikatfelswände	32.01.02 natürliche und naturnah entwick. Silikatfelsen (ohne Serpentin)		GA2 Natürliche Felswand, -klippe, Silikatfels	
H3.11 Middle European montane siliceous cliffs H3.112 Hercynio-Alpine montane and collinar siliceous cliffs H3.19 Lowland northern and middle siliceous cliffs	10.4.2.1 Silikatfelswände mit Felsspaltenvegetation 10.4.2.1.1 Silikatfelswand der tieferen Lagen mit Felsspaltenvegetation	32.01.02.01 natürlicher und naturnah entwickelter basenarmer Silikatfels (Granit, Quarzit usw.)	7.2.1 Natürliche Felsflur aus basenarmem Silikatgestein (RBA)		09.02.120 Natürlicher basenarmer Silikatfels
		32.01.02.02 natürlicher u. naturnah entwickelter basenreicher Silikatfels (Basalt, Kalksandstein usw.)	7.2.2 Natürliche Felsflur aus basenreichem Silikatgestein (RBR)		09.02.130 Natürlicher basenreicher Silikatfels
H3.1B Bare siliceous inland cliffs; H3.1B2 Mountain siliceous cliffs H3.1B4 Nemoral low altitude siliceous cliffs	10.4.2.2 Silikatfelswände ohne Felsspaltenvegetation 10.4.2.2.1 Silikatfelswand der tieferen Lagen ohne Felsspaltenvegetation	s.o.	s.o.		s.o.
		40.01 Felsbandheide			08.01.400 Felsbandheide
H3.4 Wet inland cliffs H3.42 Northern wet inland cliffs	1.3.3.8 Rieselflur				
H3.6 Weathered rock and outcrop habitats H3.61 Bare weathered rock and outcrop habitats H3.62 Sparsely vegetated weathered rock and outcrop habitats	?	?	?	?	?

Zu Tab. 53g: Felsen sind kleinteilige Komplexe aus verschiedenen Teilhabitaten, die teils vegetationslos sind, teils (auf Felsköpfen und -bändern, in Felsspalten) mehr oder weniger kleinflächige Vegetationstypen aufweisen. Diese unselbstständigen Teilhabitate können nicht separat abgegrenzt werden, so dass die Aufteilung eines Felsens in verschiedene Biotoptypen nicht zweckmäßig ist. Die Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie erfordern allerdings die genauere Differenzierung der Felsvegetation, dem Niedersachsen und

Sachsen durch entsprechende Zusatzmerkmale Rechnung tragen. EUNIS und Österreich unterscheiden zudem zwischen nackten Felsen und Felsen mit Vegetation. Rheinland-Pfalz benennt nur zwei Felstypen und teilt die Silikatfelsen – anders als die anderen Schlüssel – nicht in basenarme und -reiche Ausprägungen ein. Deutschland und Sachsen führen Felsbandheiden als eigene Typen, was angesichts fehlender Abgrenzbarkeit entbehrlich erscheint. Außerdem können die Übergänge zu flächigen Heiden auf

Felskuppen fließend sein. EUNIS und Österreich benennen spezielle Typen für nasse bzw. überrieselte Felsen, was sinnvoll erscheint. Allerdings können solche Felsen auch als Komplex aus einem Felsbiotop und einem

besonderen Quellbiotop aufgefasst werden. Der Typ H3.6 von EUNIS kann aufgrund fehlender Definition nicht analysiert werden.

Tab. 53h: Äcker (ohne Gartenbaubiotope, Kulturen von holzigen Arten und Ackerraine)

EUNIS (2004)	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Rheinland-Pfalz (2007)	Österreich (2007)	Brandenburg (2007)
I1 Arable land and market gardens	33. Äcker und Ackerbrachen	10.1 Acker (A)	HA Acker HA0 Acker	5.1 Äcker	09 Äcker
I1.1 Intensive unmixed crops I1.11 Large-scale intensive unmixed crops (>25ha) I1.12 Medium-scale intensive unmixed crops (1-25ha) I1.13 Small-scale intensive unmixed crops (<1ha)				5.1.1 Intensiv bewirtschaftete Äcker	09130 Intensiväcker (LI)
I1.3 Arable land with unmixed crops grown by low-intensity agricultural methods				5.1.2 Extensiv bewirtschaftete Äcker	09125 extensiv genutzte Äcker (LA)
I1.5 Bare tilled, fallow or recently abandoned arable land I1.51 Bare tilled land I1.52 Fallow un-inundated fields with annual weed communities I1.53 Fallow un-inundated fields with annual and perennial weed communities				5.1.4 Ackerbrachen 5.1.4.1 Artenarme Ackerbrache 5.1.4.2 Artenreiche Ackerbrache	09140 Ackerbrachen (LB)
				5.1.2.2 Extensiv bewirtschaftete Äcker extremer Standorte	
	33.01 flachgründige, skelettreiche Kalkäcker und Kalkackerbrache	10.1.4 Kalkacker (AK)	HA4 Kalkacker		
	33.01.01 extensiv bewirtschafteter flachgründiger und skelettreicher Kalkacker mit vollständiger Segetalvegetation	10.1.4 Kalkacker (AK) Z: + = gut ausgeprägte Wildkrautvegetation	HA4 Kalkacker Z: sth = extensiv genutzt, os = gesellschaftstypische Artenkombination	5.1.2.2.1 Acker auf trockenem, karbonatreichem Standort	091251 extensiv genutzte Kalkäcker (LAK)
	33.01.02 flachgründiger und skelettreicher Kalkacker mit artenreicher Segetalvegetation				
	33.01.03 intensiv bewirtschafteter, flachgründiger und skelettreicher Kalkacker mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation	10.1.4 Kalkacker (AK) (ohne Zusatzmerkmal)	HA4 Kalkacker (ohne Zusatzmerkmal)	5.1.1 Intensiv bewirtschaftete Äcker	09131 intensiv genutzte Kalkäcker (LIK)
	33.01.04 flachgründige, skelettreiche Kalkackerbrache	10.1.4 Kalkacker (AK) Z für Brachestadien (b, n, w)	HB0 Ackerbrache HB1 Ackerbrache mit Ein-saatmischung	5.1.4 Ackerbrachen 5.1.4.1 Artenarme Ackerbrache 5.1.4.2 Artenreiche Ackerbrache	09141 Ackerbrache auf Kalkböden (LBK)
	33.02 Äcker und Ackerbrache auf flachgründigem, skelettreichem Silikatverwitterungsboden	--?	HA3 Sand-, Silikatacker		-
	33.02.01 extensiv bewirtschafteter Acker auf flachgründigem, skelettreichem Silikatverwitterungsboden mit vollständiger Segetalvegetation		HA3 Sand-, Silikatacker Z: sth = extensiv genutzt, os = gesellschaftstypische Artenkombination	5.1.2.2.2 Acker auf bodensaurem, nährstoffarmem Standort	
	33.02.02 Acker auf flachgründigem, skelettreichem Silikatverwitterungsboden mit artenreicher Segetalvegetation				
	33.02.03 intensiv bewirtschafteter Acker auf flachgründigem, skelettreichem Silikatverwitterungsboden mit stark verarmter o. fehlender Segetalvegetation		HA3 Sand-, Silikatacker (ohne Zusatzmerkmal)	5.1.1 Intensiv bewirtschaftete Äcker	

Forts. Tab. 53h:

EUNIS (2004)	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Rheinland-Pfalz (2007)	Österreich (2007)	Brandenburg (2007)
	33.02.04 Ackerbrache auf flachgründigem, skelettreichem Silikatverwitterungsboden		HB0 Ackerbrache HB1 Ackerbrache mit Ein-saatmischung	5.1.4 Ackerbrachen 5.1.4.1 Artenarme Ackerbrache 5.1.4.2 Artenreiche Ackerbrache	
	33.03 Äcker und Ackerbrache auf Sandboden	10.1.1 Sandacker (AS)	HA3 Sand-, Silikatacker		
	33.03.01 extensiv bewirtschafteter Acker auf Sandboden mit vollständiger Segetalvegetation	10.1.1 Sandacker (AS) Z: + = gut ausgeprägte Wildkrautvegetation	HA3 Sand-, Silikatacker Z: sth = extensiv genutzt, os = gesellschaftstypische Artenkombination	5.1.2.2.2 Acker auf bodensaurem, nährstoffarmem Standort	091254 extensiv genutzte Sandäcker (LAS)
	33.03.02 Acker auf Sandboden mit artenreicher Segetalvegetation				
	33.03.03 intensiv bewirtschafteter Acker auf Sandboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation	10.1.1 Sandacker (AS) (ohne Zusatzmerkmal)	HA3 Sandacker (ohne Zusatzmerkmal)	5.1.1 Intensiv bewirtschaftete Äcker	09134 intensiv genutzte Sandäcker (LIS)
	33.03.04 Ackerbrache auf Sandboden	10.1.1 Sandacker (AS) Z für Brachestadien (b, n, w)	HB0 Ackerbrache HB1 Ackerbrache mit Ein-saatmischung	5.1.4 Ackerbrachen 5.1.4.1 Artenarme Ackerbrache 5.1.4.2 Artenreiche Ackerbrache	09144 Ackerbrache auf Sandböden (LBS)
	33.04 Äcker und Ackerbrache auf Löß-, Lehm- oder Tonboden	10.1.2 Basenarmer Lehacker (AL) 10.1.3 Basenreicher Lehm-/Tonacker (AT)	HA5 Lössacker, lockerer Lehacker HA6 Schwerer Lehm-, Tonacker		
	33.04.01 extensiv bewirtschafteter Acker auf Löß-, Lehm- oder Tonboden mit vollständiger Segetalvegetation	10.1.2 Basenarmer Lehacker (AL) 10.1.3 Basenreicher Lehm-/Tonacker (AT) Z: + = gut ausgeprägte Wildkrautvegetation	HA5 Lössacker, lockerer Lehacker HA6 Schwerer Lehm-, Tonacker Z: sth = extensiv genutzt, os = gesellschaftstypische Artenkombination	5.1.2.1 Extensiv bewirtschaftete Äcker durchschnittlicher Standorte 5.1.2.1.1 Artenreicher Acker auf durchschnittlichem Standort	091252 extensiv genutzte, schwere Lehm- und Tonäcker (LAT) 091253 extensiv genutzte Lehmäcker (LAL)
	33.04.02 Acker auf Löß-, Lehm- oder Tonboden mit artenreicher Segetalvegetation				
	33.04.03 intensiv bewirtschafteter Acker auf Löß-, Lehm- oder Tonboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation	10.1.2 Basenarmer Lehacker (AL) 10.1.3 Basenreicher Lehm-/Tonacker (AT) (ohne Zusatzmerkmal)	HA5 Lössacker, lockerer Lehacker HA6 Schwerer Lehm-, Tonacker (ohne Zusatzcode)	5.1.1 Intensiv bewirtschaftete Äcker	09132 intensiv genutzte, schwere Lehm- und Tonäcker (LIT) 09133 intensiv genutzte Lehmäcker (LIL)
	33.04.04 Ackerbrache auf Löß-, Lehm- oder Tonboden	10.1.2 Basenarmer Lehacker (AL) 10.1.3 Basenreicher Lehm-/Tonacker (AT) Z: b, n, w für Ackerbrachen	HB0 Ackerbrache HB1 Ackerbrache mit Ein-saatmischung	5.1.4 Ackerbrachen 5.1.4.1 Artenarme Ackerbrache 5.1.4.2 Artenreiche Ackerbrache	09142 Ackerbrache auf schweren Lehm- und Tonböden (LBT) 09143 Ackerbrache auf Lehmböden (LBL)
					091255 extensiv genutzte staunasse Äcker (LAF) 09135 intensiv genutzte, staunasse Äcker (LIF) 09145 Ackerbrache auf staunassen Böden (LBF)
	33.05 Äcker und Ackerbrache auf Torf- oder Anmoorboden	10.1.5 Mooracker (AM)	HA7 Acker auf Torf oder Anmoor		
	33.05.01 extensiv bewirtschafteter Acker auf Torf- oder Anmoorboden mit vollständiger Segetalvegetation	10.1.5 Mooracker (AM) Z: + = gut ausgeprägte Wildkrautvegetation	HA7 Acker auf Torf oder Anmoor Z: sth = extensiv genutzt, os = gesellschaftstypische Artenkombination	5.1.2.2.3 Acker auf vernässtem Standort	091259 sonstige extensiv genutzte Äcker (LAA)
	33.05.02 Acker auf Torf- oder Anmoorboden mit artenreicher Segetalvegetation				
	33.05.03 intensiv bewirtschafteter Acker auf Torf- oder Anmoorboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation	10.1.5 Mooracker (AM) (ohne Zusatzmerkmal)	HA7 Acker auf Torf oder Anmoor (ohne Zusatzmerkmal)	5.1.1 Intensiv bewirtschaftete Äcker	09139 sonstige intensiv genutzte Äcker (LIA)
	33.05.04 Ackerbrache auf Torf- oder Anmoorboden	10.1.5 Mooracker (AM) Z: b, n, w für Ackerbrachen	HB0 Ackerbrache HB1 Ackerbrache mit Ein-saatmischung	5.1.4 Ackerbrachen 5.1.4.1 Artenarme Ackerbrache 5.1.4.2 Artenreiche Ackerbrache	09149 sonstige Ackerbrache (LBA)

EUNIS (2004)	Deutschland (2006)	Niedersachsen (2004)	Rheinland-Pfalz (2007)	Österreich (2007)	Brandenburg (2007)
		10.1.6 Sonstiger Acker (AZ) (Zusatzmerkmale s.o.)		5.1.2.2.4 Acker auf salzhaltigem Standort	091259 sonstige extensiv genutzte Äcker (LAA) 09139 sonstige intensiv genutzte Äcker (LIA) 09149 sonstige Ackerbrache (LBA)
		o.g. Ackertypen mit Zusatzmerkmal j = jagdliche Nutzung	HA2 Wildacker	5.1.3 Wildäcker 5.1.3.1 Wildacker	09150 Wildäcker (LJ) 09151 Wildacker, genutzt (LJN) 09152 Wildacker, brachliegend (LJB)
			HA8 Feldfutterbau		

Zu Tab. 53h: Bei den Äckern wird von je drei Klassifikationen die Typisierung an erster Stelle entweder nach Nutzungsintensität (EUNIS, Österreich, Brandenburg) oder nach Standorten (Deutschland, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz) vorgenommen. Dadurch ist die Kompatibilität stark eingeschränkt. Bei Rheinland-Pfalz fallen die Brachen allerdings aus diesem Ansatz heraus (Nutzungstyp ohne Standortbezug). Während die Nutzungsunterschiede bei Deutschland durch Subtypen gekennzeichnet werden, sind dafür in Niedersachsen und Rheinland-Pfalz (ohne Brache) Zusatzmerkmale vorgesehen. Dem standörtlichen Ansatz ist eindeutig der Vorrang bei der Typisierung zu geben, da die Nutzungsintensität in vielen Fällen nicht eindeutig zu bestimmen ist und da nur die Standorttypen

Aussagen zum Entwicklungspotenzial und zu bodenabhängigen Empfindlichkeiten bzw. Gefährdungen zulassen. Im Detail ergeben sich bei den Standorttypen einige Unterschiede (z. B. Untergliederung von Lehm- und Tonäckern, eigener Typ für staunasse Böden). Die Feldfrüchte spielen bei der Typisierung in diesen Fällen überwiegend keine Rolle, abgesehen von der speziellen Nutzungsform der Wildäcker sowie dem Typ HA8 in Rheinland-Pfalz. In Niedersachsen stehen für die wichtigsten Feldfrüchte Zusatzmerkmale zur Verfügung, da diese im Einzelfall kartierungsrelevant sein können (z. B. Maisäcker). Auf weitere Probleme bei der Klassifikation von Ackerbiotopen wurde bereits bei der Besprechung einzelner Schlüssel in den vorherigen Kapiteln eingegangen.

**Tab. 53i: Biotop- und Nutzungsstrukturtypen des besiedelten Bereichs (bebaute Bereiche)**

[U] = zwei oder mehrere Untertypen. Zur besseren Übersicht wurden diejenigen Untertypen weggelassen, die für den Vergleich keine zusätzlichen Erkenntnisse bringen. Dabei handelt es sich u. a. um Unterscheidungen nach Gehölzanteilen (z. B. vielfach in Brandenburg), nach Versiegelungsgrad (v. a. AG Biotopkartierung im besiedelten Bereich) oder nach der Bauweise und ggf. nach Nutzung/-aufgabe (vielfach bei Deutschland).

AG Biotopkart. im besied. Bereich (1993)	AK Landschaftserkundung (2002)	Brandenburg (2007)	Niedersachsen (2004)	Deutschland (2006)	Österreich (2007)
	9100 Siedlung/Gewerbe	12 Bebaute Gebiete, Verkehrsanlagen und Sonderflächen	Untergruppe: Biotopkomplexe und Nutzungstypen der bebauten Bereiche		11 technische Biotoptypen, Siedlungsbiotoptypen
1. Biotop der gemischten Bauflächen/Kerngebiete		12200 Kerngebiet, Wohn- und Mischgebiet (OS)		53. Bauwerke 53.01 Gebäude	11.6 Bauwerke 11.6.1 Gebäude
		12210 Kerngebiet (City) (OSK)	13.5 Innenstadtbereich (OI)		
1.1 Moderne Innenstadt	9120 Flächen mit gemischter Nutzung: 9121 Städtische Prägung		13.5.2 Neuzeitliche Innenstadt (OIN)		
1.2 Altstadt			13.5.1 Altstadt (OIA)		
2. Biotop der gemischten Bauflächen/Wohnflächen	9110 Wohnflächen (inkl. Hausgärten)				
2.1 Blockbebauung [U]	9114 Hohe, geschlossene Bauweise	1220 Blockbebauung (OSB)	13.6 Block- und Blockrandbebauung (OB)	53.01.04 drei- bis sechsgeschossige Häuser [U]	11.6.1.6 Hochhaus und Wohnblock
		12221 Geschlossene Blockbebauung (OSBG) [U]	13.6.1 Geschlossene Blockbebauung (OBG)		
		12222 Geschlossene und halboffene Blockbebauung (OSBH) [U]	13.6.2 Offene Blockbebauung (OBO)		
2.2 Blockrandbebauung [U]		12230 Blockrandbebauung (OSG) [U]	13.6.3 Geschlossene Blockrandbebauung (OBR) 13.6.4 Lückige Blockrandbebauung (OBL)		
2.3 Zeilenbebauung	9113 Hohe, offene Bauweise	12240 Zeilenbebauung (OSZ) [U]	13.7 Zeilenbebauung (OZ)		
2.4 Großformbebauung und Hochhäuser	9115 Hochhausbebauung	12250 Großformbebauung, Hochhauskomplexe (OSH) [U]	13.8 Hochhaus- und Großformbebauung (OH) [U]	53.01.05 Hochhäuser (≥ sechsgeschossig) [U] 53.01.06 ausgedehnte Flächenbauten	11.6.1.6 Hochhaus und Wohnblock

Forts. Tab. 53i:

AG Biotopkart. im besied. Bereich (1993)	AK Landschaftserkundung (2002)	Brandenburg (2007)	Niedersachsen (2004)	Deutschland (2006)	Österreich (2007)
2.5 Einzel- und Reihenhäusbebauung (ohne Parkvillen)	9111 Niedrige, offene Bauweise 9112 Niedrige geschlossene Bauweise 9130 Einzelgebäude und -anwesen	12260 Einzel- und Reihenhäusbebauung (OSR) [U]	13.9 Einzel- und Reihenhäusbebauung (OE) [U]	53.01.03 Einzel-/Reihenhäuser, ein- bis zweistöckig [U]	11.6.1.3 Einzel- und Reihenhäuser
2.6 Alte Villen mit parkartigen Gärten	9117 Baumreiche Villenbebauung	12270 Villenbebauung (OSV) [U]	13.9.1 Altes Villengebiet (OEV)	53.01.03.02 Einzel-/Reihenhäuser, ein- bis zweistöckig, alt bzw. traditionelle Bauweise (genutzt)	11.6.1.3 Einzel- und Reihenhäuser
2.7 Öffentliche Gebäude mit Freiflächen [U]		12330 Gemeinbedarfsflächen (Kindergärten, Schulen, Krankenhäuser etc.) (OGA) 12820 Militärische Sonderbauflächen (OKM)	13.11.3 Sonstiger Gebäudekomplex (ONZ)	53.01.04 drei- bis sechsgeschossige Häuser [U] 53.01.05 Hochhäuser (mehr als sechsgeschossig) [U]	11.6.1.14 Sonstiges Gebäude
				53.01.10 Bootshaus (über Wasser gebaut) 53.01.11 Kleingebäude, Schuppen	11.6.1.12 Kleingebäude und Schuppen
3. Biotope der gemischten Bauflächen/Dorfgebiete		12290 Dörfliche Bebauung/Dorfkern (OSD)	13.10 Dorfgebiet/landwirtschaftliches Gebäude (OD)		
3.1 Dörfliche Siedlungsflächen 3.1.1 Bauernhof	9120 Flächen mit gemischter Nutzung: 9122 Ländliche Prägung	12291 Dörfliche Bebauung/Dorfkern, ländlich (OSDL)	13.10.1 Ländlich geprägtes Dorfgebiet (ODL)	53.01.03 Einzel-/Reihenhäuser, ein- bis zweistöckig [U] 53.01.07 Stallungen [U] 53.01.08 Scheunen und Speichergebäude [U]	11.6.1.10 Bauernhof 11.6.1.8 Scheune und Speichergebäude 11.6.1.9 Stall
		12400 Landwirtschaft und Tierhaltung (OL)			
3.1.2 Schuppen, Scheune, Stall, Silo		12410 Gebäude bäuerlicher Landwirtschaft (OLB)		53.01.07 Stallungen [U] 53.01.08 Scheunen und Speichergebäude [U]	11.6.1.8 Scheune und Speichergebäude 11.6.1.9 Stall
3.2 Landwirtschaftliche Produktionsanlagen / Großbetriebe	9143 Großstallungen für Massentierhaltung	12420 Gebäude industrieller Landwirtschaft (OLI)	13.10.3 Landwirtschaftliche Produktionsanlage (ODP)	53.01.07 Stallungen [U] 53.01.08 Scheunen und Speichergebäude [U]	11.6.1.8 Scheune und Speichergebäude 11.6.1.9 Stall
3.3 Ländliche Wohnformen		12280 Kleinsiedlung und ähnliche Strukturen (OSE)	13.10.1 Ländlich geprägtes Dorfgebiet (ODL)	53.01.03 Einzel-/Reihenhäuser, ein- bis zweistöckig [U]	11.6.1.3 Einzel- und Reihenhäuser
3.4 Verstädterte Dorfgebiete	9120 Flächen mit gemischter Nutzung: 9123 Andere Prägung	12291 Dörfliche Bebauung/Dorfkern, verstädtert (OSDS)	13.10.2 Verstädtertes Dorfgebiet (ODS)	53.01.03 Einzel-/Reihenhäuser, ein- bis zweistöckig [U]	11.6.1.3 Einzel- und Reihenhäuser
	9130 Einzelgebäude und -anwesen				
4. Biotope der industriellen und gewerblichen Bauflächen/Ver- und Entsorgungsanlagen		12300 Industrie-, Gewerbe-, Handels- und Dienstleistungsflächen, Gemeinbedarfsflächen (OG)	13.13 Industrie- und Gewerbefläche (OG)		
4.1 Industrieflächen und stark versiegelte Ver- und Entsorgungsanlagen [U]	9141 Industrieflächen	12310 Industrie-, Gewerbe-, Handels- und Dienstleistungsflächen (in Betrieb) (OG)	13.13.1 Industrielle Anlage (OGI) [inkl. Großkraftwerke]	53.01.12 Fabrikgebäude [U] 53.01.14 Industrieanlage [U]	11.6.1.5 Gewerbe- und Industriegebäude
4.2 Gewerbegebiete, Gewerbebetriebe [U]	9142 Andere Gewerbeflächen	12740 Lagerflächen (OAL)	13.13.2 Gewerbegebiet (OGG)	53.01.08 Scheunen und Speichergebäude [U] 53.01.09 Gewächshaus 53.01.13 Lager und Depotgebäude [U]	11.6.1.4 Lager- und Depotgebäude 11.6.1.11 Gewächshaus
4.3 Gering versiegelte Ver- und Entsorgungsanlagen	8300 Ver- und Entsorgungsflächen	12500 Ver- und Entsorgungsanlagen (OT)	13.14 Ver- und Entsorgungsanlage (OS) [ohne Großkraftwerke]		
		12700 Anthropogene Sonderflächen (OA)			11.7 Flächen der Abfallwirtschaft
4.3.3 Bauschuttdeponien/Trümmerberge 4.3.4 Kommunalmülldeponien 4.3.5 Industriemülldeponien 4.3.6 Industrielle Absetzbecken	8310 Flächen der Abfallwirtschaft (mit 7 Untertypen)	12530 Flächen der Abfallwirtschaft (OTA) 12710 Müll-, Bauschutt- und sonstige Deponien (OAD) [U]	13.1.4.2 Müll- und Bauschuttdeponie (OSD) 13.14.3 Kleiner Müll- und Schuttplatz (OSM) 13.14.4 Sonstige Deponie (OSS)	54. Deponien und Rieselfelder 54.01 Feststoffdeponien [U] 54.02 Deponien flüssiger Stoffe [U]	11.7.1 Deponie und Kompostieranlage 11.7.2 Absetzbecken und Schlammdeponie
4.3.1 Kläranlagen 4.3.2 Rieselfelder	8320 Flächen der Wasserwirtschaft (mit 6 Untertypen)	12510 Wasserwerke (OTW) 12540 Kläranlage (OTK)	13.14.1 Kläranlage (OSK) 13.14.6 Sonstige Ver- und Entsorgungsanlage (OSZ)	54.03 Rieselfelder 54.04 Kanalisation	11.7.3 Kläranlage

AG Biotopkart. im besied. Bereich (1993)	AK Landschaftserkundung (2002)	Brandenburg (2007)	Niedersachsen (2004)	Deutschland (2006)	Österreich (2007)		
4.1 Industrieflächen und stark versiegelte Ver- und Entsorgungsanlagen [U]	8330 Flächen der Stromwirtschaft 8331 Kraftwerk (mit 6 Untertypen) 8332 Umspannwerk 8333 E-Leitung 8339 Sonstige Flächen der Stromwirtschaft	1520 Kraftwerke (OTE) 10124 Energieleitungs-trassen (PRE)	13.13.1 Industrielle Anlage (OGI) [inkl. Großkraftwerke] 13.14.5 Windkraftwerk (OSW) 13.14.6 Sonstige Ver- und Entsorgungsanlage (OSZ)	53.01.14 Industrieanlage [U]	11.6.1.7 Kraftwerk und Umspannwerk 11.6.2.1 Windenergieanlage		
	8340 Flächen der Gaswirtschaft (mit 6 Untertypen)		13.13.1 Industrielle Anlage (OGI) [inkl. Großkraftwerke]			11.6.1.5 Gewerbe- und Industriegebäude 11.6.1.7 Kraftwerk und Umspannwerk	
	8350 Flächen der Ölwirtschaft (mit 4 Untertypen)						
	8360 Flächen der Fernwärmeversorgung (mit 3 Untertypen)						
	8370 Flächen mit Sendeeinrichtungen		13.14.6 Sonstige Ver- und Entsorgungsanlage (OSZ)				11.6.2.2 Masten und Sender
	8390 Sonstige Ver- und Entsorgungsflächen		13.14.6 Sonstige Ver- und Entsorgungsanlage (OSZ)				
	9150 Flächen mit besonderer baulicher Prägung	12800 Sonderformen der Bauflächen (OK) 12810 Historischen Bauwerke und Anlagen (OKB) 12811 Burg, Schloss (OKBS) 12812 Kirche (OKBP) 12813 Festung (OKBF)	13.11 Sonstiger Gebäudekomplex (ON) 13.11.1 Kirche/Kloster (ONK) 13.11.2 Schloss/Burg (ONB)	53.01.01 Burg-/Schlossgebäude [U] 53.01.02 Kirchen und Kapellen [U]	11.6.1.2 Schloss, Burg, Kloster 11.6.1.1 Kirche und Kapelle		
		12830 Sonstige Bauwerke (OKS) 12831 Ruinen (OKSR) 12832 Bunker (OKSB) 12833 Gabionen (OKSG) 12834 Gemauerte Lärmschutzwände (OKSL) 12835 Alte Mauern (OKSM) 10130 Trockenmauern (PM)	13.1 Mauer/Wand (TM) [U]	32.05.02 Trockenmauern [U] 32.05.03 verputzte Natursteinmauern (auch von Ruinen) [U] 53.02 Mauern [U]	10.7.2 Trockenmauern [U] 11.6.1.13 Ruine 11.6.2.4 Kleinarchitektur 11.6.3 Mauern und Zäune [U]		
		12900 Gebäudehabitats (OH) [U]	13.2 Dach (TD) [U] 13.3 Innenraum (TF) [U]				
7. Biotop der Verkehrsanlagen/Verkehrsflächen	9200 Verkehrsflächen	12600 Verkehrsflächen (OV)	13.12 Verkehrsfläche (OV)	52. Verkehrsanlagen und Plätze	11.5 Verkehrsanlagen und Plätze		
					11.5.1 Straßen und Bahnstrecken		
7.1 Bahnanlagen 7.1.1 Gleisanlagen [...] 7.1.2 Güterbahnhöfe 7.1.3 Personenbahnhöfe [...] 7.1.4 Straßenbahnanlagen [...]	9220 Bahngelände [U]	12660 Bahnanlagen (OVG) [U]	13.12.6 Bahnanlage (OVE) alternativ: 13.4 Befestigte Fläche (TF) [U]	52.04.01 Gleiskörper	11.5.1.3 Bahnstrecke 11.5.3.3 Bahnhofsgebiete		
7.2 Straßenverkehrsflächen [U]	9210 Straßenverkehrsflächen (mit 6 Untertypen, u. a. Wege und Parkplätze)	12610 Straßen (OVS) 12611 Pflasterstraßen (OVSP) 12612 Straßen mit Asphalt- oder Betondecken (OVSB) 12630 Autobahnen und Schnellstraßen (OVA)	13.12.1 Straße (OVS) alternativ: 13.4 Befestigte Fläche (TF) [U]	52.01 Straßen [U]	11.5.1.1 Unbefestigte Straße 11.5.1.2 Befestigte Straße		
7.2.4 (Groß-) Parkplätze		12640 Parkplätze (OVP) [U]	13.12.2 Parkplatz (OVP) 13.12.3 Garagenanlage (OVG) alternativ: 13.4 Befestigte Fläche (TF) [U]		11.5.3.1 Befestigte Freifläche		
7.2.5 Versiegelte Fahr- und Feldwege 7.2.6 Unversiegelte Fahr- und Feldwege 7.2.7 Dörfliche Wege, Dorfgassen		12650 Wege (OVW) [U]	13.12.5 Weg (OVW) alternativ: 13.4 Befestigte Fläche (TF) [U]	52.02 Rad- und Fußwege, Pfade [U]	11.5.2 Rad- und Fußwege [U]		
	Zusatzcode 25		13.12.9 Brücke (OVB)				
	Zusatzcode 24		13.12.10 Tunnel (OVT)				
7.3 Flugplätze (inkl. Gebäude und Grünflächen)	9240 Luftverkehrsflächen (nur baulich geprägte Flächen, mit 5 Untertypen)	12670 Flugplätze (OVF)	13.12.7 Flugplatz (OVF) alternativ: 13.4 Befestigte Fläche (TF) [U]	52.01.01 versiegelte, zweispurige Straße, Autobahn, Rollfeld 52.04.03 sonstige Verkehrsanlagen			

Forts. Tab 53i:

AG Biotopkart. im besied. Bereich (1993)	AK Landschafts-erkundung (2002)	Brandenburg (2007)	Niedersachsen (2004)	Deutschland (2006)	Österreich (2007)
7.4 Kanäle und Hafenanlagen	9231 Hafenanlagen (ohne Wasserflächen)	12680 Hafen- und Schleusenanlagen, Anlegestege (inkl. Sportbootanlagen) (OVH)	13.12.8 Hafen- und Schleusenanlage (OVH)	52.04.02 Hafenanlage, Kai	
	9290 Sonstige Verkehrsflächen 9291 Öffentliche Plätze und Fußgängerzonen	12620 Überwiegend versiegelte Stadtplätze und Promenaden (OVQ)	13.12.4 Sonstiger Platz (OVM), alternativ 13.4 Befestigte Fläche (TF) [U]	52.03 Plätze, befestigte Freiflächen [4 Untertypen nach Befestigung]	11.5.3.1 Befestigte Freifläche
7.5 Sonstige Verkehrsanlagen	9293 Seilbahnanlage		13.12.11 Sonstige Verkehrsanlage (OVZ)	52.04.03 sonstige Verkehrsanlagen	
	9270 Baustellen von Verkehrsstraßen	12720 Aufschüttungen und Abgrabungen (OAA) 12730 Bauflächen/Baustellen (OAB)	13.15 Baustelle (OX)		

**Tab. 53j: Biotop- und Nutzungsstrukturtypen des besiedelten Bereichs (Grünflächen, Gärten, Freizeitanlagen)**

[U] = zwei oder mehrere Untertypen. Zur besseren Übersicht wurden diejenigen Untertypen weggelassen, die für den Vergleich keine zusätzlichen Erkenntnisse bringen. Dabei handelt es sich u. a. um Unterscheidungen nach Gehölzanteilen (z. B. vielfach in Brandenburg), nach Versiegelungsgrad (v. a. AG Biotopkartierung im besiedelten Bereich) oder nach der Bauweise und ggf. nach Nutzung-/aufgabe (vielfach bei Deutschland).

AG Biotopkart. im besied. Bereich (1993)	AK Landschafts-erkundung (2002)	Brandenburg (2007)	Niedersachsen (2004)	Deutschland (2006)	Österreich (2007)
5. Biotop der Grünflächen	9300 Freizeit-, Erholungs-, Grünflächen	10 Biotop der Grün- und Freiflächen	Untergruppe: Vegetationsbestimmte Biotopkomplexe und Nutzungstypen der Grünanlagen		11.3 Freizeit- und Grünflächen
5.1 (Öffentliche) Grün- und Parkanlagen sowie gering versiegelte Sport- und Erholungsanlagen	9310 Park- und Grünanlage, Freizeitpark 9311 Parkanlage 9312 Gartenanlage	10100 Parkanlagen und Friedhöfe (inkl. Friedhofsbarchen) (PF) 10101 Parkanlagen, Grünanlagen (PFP) 101011 Grünanlagen unter 2 ha (PFPK) 101012 Parkanlagen von 2 bis 50 ha (PFPM) 101013 Parkanlagen über 50 ha (PFFG)	12.8 Parkanlage (PA) 12.8.1 Alter Landschaftspark (PAL) 12.8.2 Intensiv gepflegter Park (PAI) 12.8.3 Neue Parkanlage (PAN) 12.8.4 Parkwald (PAW)		
5.1.1 Intensiv gepflegte (öffentliche) Grünanlagen und Parkflächen	9330 großflächige Sportanlagen				
5.1.2 Extensiv gepflegte (öffentliche) Grünanlagen und Parkflächen		10170 Offene Sport- und Erholungsanlagen (PE)	12.11 Sport-/Spiel-/Erholungsanlage (PS)		
5.1.3 Schloss- bzw. Burgpark					
5.1.4 Freibäder an Seen etc. (ohne Betonbecken)	9373 Badeplatz	10210 Badeplätze (PW) [U]	12.11.2 Freibad (PSB)		
5.1.5 Campingplätze	9360 Zeltplatz, Campingplatz (mit 2 Untertypen)	10180 Campingplätze (PC) [U]	12.11.5 Campingplatz (PSC)		
5.1.6 Golfplätze	9332 Golfplatz	1020 Golfplätze (PG)	12.11.3 Golfplatz (PSG)		
	9333 Skipiste 9334 Rodelpiste		12.11.6 Sonstige Sport-, Spiel- und Freizeitanlage (PSZ)		11.3.2 Skipiste
5.2 Stärker/stark versiegelte Sport- und Erholungsanlagen mit Gebäudeflächenanteilen	9317 Hofflächen, gestaltete Grünflächen 9319 Sonstige gestaltete Grünfläche		12.12 Sonstige Grünanlage (PZ) [U]		
5.2.1 Schwimmbäder (Betonbecken etc.)	9379 Schwimmbad 9371 Freibad 9372 Hallenbad	10172 Freibäder (PEB)	12.11.2 Freibad (PSB)		
5.2.2 Ballspielanlagen (Fußballplätze etc.)	9320 Sportplatz (mit 9 Untertypen, inkl. Sporthallen) 9335 Stadion	10171 Sportplätze (PEP)	12.11.1 Sportplatz (PSP) alternativ 13.4 Befestigte Fläche (TF) [U]		11.3.3 Vegetationslose Freizeit- und Sportanlage
5.2.3 Reitplätze, Rennbahnen	9326 Reitplatz 9331 Galopprennbahn	10173 Reitplätze und Rennbahnen (offener Boden) (PER)	12.11.6 Sonstige Sport-, Spiel- und Freizeitanlage (PSZ)		
5.2.4 Sportschießplätze, -stände	9328 Schießplatz		12.11.6 Sonstige Sport-, Spiel- und Freizeitanlage (PSZ)		
5.2.5 Tennis- und Squashanlagen	9328 Sonstiger Sportplatz		12.11.1 Sportplatz (PSP)		
5.2.6 Kommerzielle Freizeit- und Vergnügungsparkanlagen	9316 Erlebnispark, Märchenpark		12.11.4 Freizeitpark (PSF)		
	9340 Spiel- und Aufführungsplatz (mit 4 Untertypen)	10200 Spielplätze (PD) [U]	12.11.6 Sonstige Sport-, Spiel- und Freizeitanlage (PSZ)		

AG Biotopkart. im besied. Bereich (1993)	AK Landschafts-erkundung (2002)	Brandenburg (2007)	Niedersachsen (2004)	Deutschland (2006)	Österreich (2007)
5.3 Friedhöfe [U]	9380 Friedhof	10102 Friedhöfe (PFF) 10103 Friedhofsbrachen (PFB)	12.9 Friedhof (PF) [U]		11.4.5 Friedhof
5.4 Kleingartenanlagen und Ferienhaussiedlungen [U]	9350 Dauerkleingärten (mit 3 Untertypen)	10150 Kleingartenanlagen (PK)	12.7 Kleingartenanlage (PK) [U]		
5.4.4 Ferien- bzw. Freizeit-hausbebauung	9116 Wochenend- und Ferienhausbebauung	10250 Wochenend- und Ferienhausbebauung, Ferienlager (PX) [U]	13.9.4 Ferienhausgebiet (OEF)		
5.5 Botanische und zoologische Gärten	9313 Zoologischer Garten, Tierpark 9314 Wildgehege, Wildpark 9315 Botanischer Garten	101014 Botanische Gärten (PFPB) 101015 Zoologische Gärten, Tierparke, Freigehege (PFPZ)	12.8.5 Botanischer Garten (PAB) 12.10 Zoo/Tierpark/Tiergehege (PT) [U]		
5.6 Hausgärten [U]		10110 Gärten und Gartenbrachen, Grabeland (PG) 10111 Gärten (PGE) 10112 Grabeland (PGG) 10113 Gartenbrache (PGB)	12.6 Hausgarten (PH) [U]		
	9280 Verkehrsbegleitgrün	10240 Dorfanger (PZ)	12.12 Sonstige Grünanlage (mit 2 Untertypen)		
		10270 Gärtnerisch gestaltete Freiflächen (außer Rasen- und Baumbestandsflächen) (PH)	Untergruppe: Vegetationsbestimmte Biotope der Grünanlagen	51.03 Anpflanzungen und Rabatten	11.4.3 Anpflanzung und Rabatte
		10271 Anpflanzung von Bodendeckern (< 1 m Höhe) (PHD)	12.5 Beet/Rabatte (ER)	51.03.03 Anpflanzung von immergrünen Bodendeckern 51.03.03 Anpflanzung von Zwerg- und Kleinsträuchern	
		10272 Anpflanzung von Sträuchern > 1 m Höhe) (PHS)	12.2 Ziergebüsch/-hecke (BZ) [U]	41.04 Gehölzpflanzungen und Hecken aus überwiegend nicht autochthonen Arten	
		10273 Hecke (Formschnitt) (PHH)	12.2.3 Zierhecke (BZH)		8.1.2.1 Naturferne Hecke
		10274 Anpflanzung von Rosen (PHR)	12.5 Beet/Rabatte (ER)		11.4.3 Anpflanzung und Rabatte
		10275 Wechselbepflanzung (PHW) [U] 10276 Anpflanzung von Stauden (PHM) [U]		51.03.01 Anpflanzung von einjährigen Arten 51.03.02 Anpflanzung von Stauden	11.4.3 Anpflanzung und Rabatte 11.4.4 Gemüsegärten
				51.03.05 mobiles Grün (z. B. Pflanzkübel)	
		05160 Zierrasen/Scher-rasen (GZ) [U] 05170 Trittrassen (GL)	12.1 Scher- und Trittrassen (GR) [U]	34.09 Tritt- und Parkrasen [U]	11.3.1 Sport-, Park- und Gartenrasen
		07140 Alleen und Baumreihen (BR) 07150 Solitär-bäume und Baumgruppen (BE)	12.3 Gehölz des Siedlungsbereichs (HS) 12.4 Einzelbaum/Baumbestand des Siedlungsbereichs (HE)	41.05.04 Allee bzw. Baumreihe 41.05.06 Altbaumbestand in Parks oder auf Friedhöfen	8.4.2 Baumreihen und Alleen 8.4.3 Baumbestände in Parks und Gärten [U]

Zu den Tab. 53i und 53j: Bei den Biotopen des besiedelten Bereichs gibt es zwei grundsätzliche Typisierungsalternativen:

- nach nutzungsbezogenen Biotopkomplexen aus Gebäuden und den ihnen zugeordneten Freiflächen (z. B. AG Biotopkartierung im besiedelten Bereich)
- nach homogenen, mehr oder weniger kleinflächigen Biotopen, getrennt in Gebäude und verschiedene Vegetationsstrukturtypen (Deutschland, Österreich).

Im niedersächsischen Schlüssel werden beide Möglichkeiten parallel angeboten, so dass je nach Kartierungszweck die eine oder die andere Alternative

gewählt werden kann. Auch im Schlüssel von Brandenburg sind sowohl Komplex- als auch Einzeltypen enthalten.

Die jeweils vergleichbaren Schlüssel (Spalte 1-4 / Spalte 5-6) weisen viele Gemeinsamkeiten, aber im Detail auch erhebliche Unterschiede auf. Mehr als im Außenbereich stellt sich hier die Frage nach dem Zweck der Kartierung, wenn Typisierungsalternativen geprüft werden. Grundsätzlich ist es sinnvoll, einerseits die Habitatqualitäten der Gebäude und Freiflächen für Flora und Fauna zu betrachten, andererseits – aus humanökologischen und planerischen Gesichtspunkten – auch ihre nutzungsbezogenen Komplexe.



## 6.8 Fazit

Die Analyse der verschiedenen europäischen, nationalen und regionalen Listen bzw. Kartierschlüssel von Biotoptypen zeigt, dass diese nur teilweise und begrenzte Übereinstimmungen aufweisen. Die Klassifikationen auf internationaler Ebene sind bislang zu heterogen und unsystematisch, um als Referenz für nationale und regionale Typen geeignet zu sein.

Grundsätzlich gilt, dass die Relevanz bestimmter regionaler Ausprägungen von Biotopen für die Klassifikation vielfach erst beim Abgleich mit den Typen auf nationaler und internationaler Ebene deutlich wird. So wurden die in Niedersachsen nur vereinzelt großflächig auftretenden Adlerfarnbestände magerer Brachflächen auch deswegen als eigener Biotoptyp eingeführt, weil „bracken fields“ bzw. „*Pteridium aquilinum* fields“ in den Klassifikationen von CORINE und EUNIS (s.u.) aufgelistet sind.

Die Beispiele zeigen, dass Typen mit nationalem und internationalem Bezug nicht zu eng gefasst werden dürfen (z. B. bezogen auf bestimmte Pflanzengesellschaften). NEEF (1967: 81) stellte bereits fest: „Typen, die für weite Räume gültig sein sollen, bedürfen im Allgemeinen einer sehr weiten, für viele Subtypen und Varianten Platz gebenden Merkmalskombination. Enge Typen, die zwar eine inhaltreichere Aussage erlauben, verlieren über größere Entfernungen hin ihre Aussagekraft, weil ihre quantitative, in manchen Fällen auch ihre qualitative Sicherung nicht mehr aufrecht erhalten werden kann.“

Überregional gültige Klassifikationen sollten im Wesentlichen aus einem nach einheitlichen, überschneidungsfreien Kriterien aufgebauten Grundsystem aus Ober- und Untergruppen bestehen, die bei Biotoptypen vorrangig auf groben Vegetationsstrukturen und Standorteinheiten beruhen sollten. Einem europäischen Typ wie „Buchenwald auf bodensauren Standorten“ sind regionale Ausprägungen problemlos zuzuordnen. Dagegen ist ein EUNIS-Typ wie „Western Hercynian collinar woodrush beech forests“ aufgrund der Verwendung spezieller biogeographischer und pflanzensoziologischer Kriterien als Vorgabe für den Kartierschlüssel eines deutschen Bundeslandes schlecht geeignet. Auf Subtypen mit enger geographischer Verbreitung oder spezifischer Vegetation sollte auf dieser Ebene vollständig verzichtet werden, weil dazu einheitliche Datengrundlagen fehlen.

Ein zentrales Problem verschiedener Klassifikationen – insbesondere auf nationaler und europäischer Ebene – ist der pflanzensoziologische Bezug. Dieser ist zweifellos auch aus der Not geboren, dass es keine überregional auswertbaren Biotopdaten gibt, aber umfangreiche Fachliteratur zu Pflanzengesellschaften. Auch wenn letztere eine wesentliche Grundlage für jede Biotoptypenklassifikation bildet, so ist es unerlässlich, Biotoptypen aufgrund von umfassenden, lebensraumbezogenen Kriterien zu klassifizieren.

Neben einer in sich schlüssigen Klassifikation bedarf es auch einer präzisen Definition aller Typen. Aufgrund der Komplexität von Biotopen ist deren Bezeichnung in den wenigsten Fällen hinreichend selbsterklärend. Ohne eine ausführliche Typisierung kann die Kompatibilität verschiedener Biotopschlüssel nicht sichergestellt werden.

Außerdem ist festzustellen, dass v. a. bei den europäischen und nationalen Klassifikationen zu wenig die Eignung der Typen als Erfassungseinheiten für Biotopkartierungen bedacht wird. Es liegt auf der Hand, dass Biotopklassifikationen, die die Grundlage für Kartieranleitungen bilden sollen, nur von Bearbeitern mit Kartiererfahrung erstellt werden können. Dazu bedarf es einer ständigen Rückkopplung zwischen der Kartierungspraxis und der konzeptionellen Ebene. Klassifikationen, die rein deduktiv entwickelt wurden – ohne die induktive Komponente der Einbeziehung konkreter Daten – sind zwangsläufig zu sehr an Idealtypen und zu wenig an den tatsächlichen Biotopen und deren Veränderung in den letzten Jahrzehnten ausgerichtet.

Auch Klassifikationen, die vorrangig auf die Ansprüche von Tierarten ausgerichtet sind, orientieren sich aus pragmatischen Gründen an Vegetationstypen und Standorteinheiten, so dass sie nur bei bestimmten vegetationslosen Biotopen (v. a. im marinen Bereich) zusätzliche Aspekte für die Klassifikation aufzeigen. Grundsätzlich sollten die Habitatansprüche der Fauna gleichrangig mit vegetationskundlichen Kriterien berücksichtigt werden.

Klassifikationen, die vorrangig für die Interpretation von Luft- und Satellitenbildern (bzw. Fernerkundungsdaten) bestimmt sind, müssen sich an den aus der Luft sichtbaren Strukturen und Farben ausrichten. Dennoch zeigen die vorgestellten Beispiele eine heterogene Mischung verschiedener Kriterien, die die Berücksichtigung weiterer Daten bzw. Geländearbeiten erfordern. Dementsprechend sind die Interpretationsergebnisse mehr oder weniger unzuverlässig. Da einerseits Luftbilddauswertungen ein obligatorischer Bestandteil von Biotopkartierungen sind, andererseits grobe Strukturtypen für Naturschutzfragen aber unzureichend sind, ist kritisch zu hinterfragen, welchen Stellenwert die Anforderungen der Luftbildinterpretation für die Biotoptypenklassifikation haben sollten.

Die Biotopkartierungsmethoden und -klassifikationen der deutschen Bundesländer werden stärker von politisch-administrativen Vorgaben sowie individualistischen Prinzipien als von fachlich fundierten Standards bestimmt (vgl. auch Kapitel 6). Ein wesentlicher historischer Hintergrund ist, dass es versäumt wurde, bereits in den 1970er-Jahren einen bundesweit gültigen Katalog von Biotoptypen zu entwickeln.

In einigen Ländern sind die vorliegenden Klassifikationen ausschließlich auf die selektive Erfassung schutzwürdiger bzw. gesetzlich geschützter Biotope ausgerichtet und daher für die flächendeckende Erfassung (z. B. als Basis von Landschafts- oder Pflegeplänen) ungeeignet. Die Erfahrung in Niedersachsen hat gezeigt, dass es für die sichere Ansprache geschützter Biotoptypen von Vorteil ist, wenn auch die übrigen (evtl. nicht immer leicht zu unterscheidenden) Biotoptypen in der Kartieranleitung enthalten sind.

Teilweise wird die hierarchische Klassifikation der Biotoptypen durch zusätzliche Attribute oder Überlagerungscodes ergänzt. Dies erweist sich als zweckmäßiger Ansatz, um bei Bedarf zusätzliche Differenzierungen zu ermöglichen bzw. um Biotoptypen mit anderen Kategorien (z. B. Nutzungs- oder Geotoptypen) zu kombinieren.

# 7 Ergebnisse und Diskussion – Schlussfolgerungen für die Klassifikation und Typisierung von Biotopen

Als Schlussfolgerungen der Begriffsklärungen und Analysen der vorherigen Kapitel werden in diesem Kapitel Vorschläge für die Standardisierung der Klassifikation und Typisierung von Biotopen entwickelt. Sie sind als inhaltlich vertiefte Weiterentwicklung eines Teils der von WIEGLEB et al. (2002) formulierten Standards konzipiert. Die essenziellen Anforderungen eines einheitlichen Biotoptypenkonzeptes des Naturschutzes werden als durchnummerierte Grundsätze formuliert, die eine Orientierung für die Weiterentwicklung fachlicher Konventionen sowie für die Festlegung von Regeln und Normen bieten sollen.

## 7.1 Anforderungen an die Klassifikation und Prinzipien der Typisierung

### 7.1.1 Anforderungen aus wissenschaftlich-methodischer Sicht

#### 7.1.1.1 Einheitlichkeit des Biotopbegriffs und der Typisierungskriterien

Grundvoraussetzung einer logisch aufgebauten und operablen Klassifikation von Biotoptypen ist, dass diese auf einer einheitlichen Definition und Typologie von Biotopen beruht. Die Heterogenität vorliegender Klassifikationen macht deutlich, dass das Biotoptypenkonzept neu konfiguriert werden muss. Vergleichbar der Neukonfiguration von EDV-Systemen bedarf es dazu eines „Resets“ im Sinne einer Zurückführung auf die Grundbegriffe und eines „Updates“, d. h. einer Aktualisierung aufgrund der heutigen Kenntnisse und Anforderungen. Dabei sind sowohl die naturwissenschaftlichen Grundlagen als auch die Rahmenbedingungen der Praxis zu beachten. Auf der Basis der Begriffsklärungen (Kapitel 3), der Bewertungskriterien (Kapitel 4) und der Methodik der Biotopkartierung (Kapitel 5 und 6) lässt sich folgende erweiterte Definition von Biotopen und Biotoptypen ableiten:

- Ein **Biotop** ist ein Landschaftsausschnitt mit **spezifischen**, weitgehend **homogenen** Eigenschaften als Lebensraum einer **Biozönose**, der aufgrund kartierbarer Merkmale von seiner Umgebung **abgrenzbar** ist und eine bestimmte **Mindestgröße** aufweist.
- Der Biotop umfasst **alle Schichten** der Biosphäre: die bodennahe Luftschicht, den Boden und das pflanzenverfügbare Grundwasser; bei Gewässern den Wasserkörper und den Gewässergrund. Teile der Biozönose sind eingeschlossen, soweit sie die Struktur und die Standortmerkmale mitbestimmen (insbesondere die Vegetation, aber auch zoogene Strukturen).
- Der Biotop ist die **räumliche Komponente des zugehörigen Ökosystems** im Hinblick auf naturschutzfachliche Kartierungen und Bewertungen.
- Der **Biotoptyp** ist eine Klasse, in der solche Biotope zusammenfasst sind, die hinsichtlich wesentlicher Eigenschaften übereinstimmen.

- Der Biotoptyp ist eine **ganzheitliche Kategorie**, die Merkmale von **Standort-, Struktur-, Nutzungs-, Vegetations- und Zoozönosetypen** integriert.
- Der Biotoptyp hat auch eine **zeitliche Dimension**. Er ist am aktuellen (oder einem bestimmten historischen) Zustand<sup>19)</sup> von Standort und Biozönose ausgerichtet und berücksichtigt zugleich die zeitliche Varianz der Merkmale. Für seine Bewertung und damit auch für die Klassifikation sind ferner seine Entstehung (historischer Aspekt) und sein Potenzial für künftige Entwicklungen relevant.

Aus dieser Definition folgt für die Klassifikation und Typisierung von Biotopen:

**Homogenität und Mindestgröße:** Die Homogenität bezieht sich auf eine bestimmte Flächendimension, die aus dem Ökotoptopkonzept der Landschaftsökologie abzuleiten ist. Sie kann daher nur in Verbindung mit dem Kriterium der Mindestgröße beurteilt werden. Dabei ist auch das bioökologische Ökosystemkonzept relevant, das die Fähigkeit des Ökosystems zur Selbstregulation beinhaltet. Dies bedingt ein Mindestmaß an Flächengröße sowie funktionaler Autarkie. Daraus folgt in der Praxis, dass Biotope überwiegend Mindestgrößen zwischen 100 m<sup>2</sup> und 1000 m<sup>2</sup> aufweisen und – wegen der Anforderung an ihre Homogenität – in den meisten Landschaften selten größer als 100 bis 1000 ha sind. Landschaftsausschnitte, die sich in dieser Dimension weiter unterteilen lassen, sind i. d. R. als Biotopkomplexe (oder chorische Naturraumeinheiten) zu betrachten und somit im Prinzip nicht Gegenstand der Biotoptypisierung. Dies gilt entsprechend für kleinere Habitate, die keine Biotope im Sinne der räumlichen Ausprägung selbstregulierender Ökosysteme sind, sondern Biotopenelemente (z. B. Einzelbäume, Ameisenhaufen, Moorschlenken). Lebensräume, die meistens eine Grundfläche von < 100 m<sup>2</sup> aufweisen, sind nur bei einem Mindestmaß an ökologischer Eigenständigkeit als Biotope einzustufen (z. B. Quellen).

Grundsatz 1: Biotope sind homogene Landschaftsausschnitte, orientiert an der topischen Dimension der Landschaftsökologie. Ihre Flächengröße liegt in den meisten Fällen zwischen 100 m<sup>2</sup> und 1000 ha.

Dieses Prinzip schließt aber nicht aus, dass sowohl kleinere Landschaftselemente als auch komplexe Lebensräume in Kartierschlüsseln als Erfassungseinheiten typisiert werden, wenn dies aus praktischen Erwägungen zweckmäßig ist. Das setzt aber voraus, dass diese Einheiten überschneidungsfrei in das System der Biotoptypen eingeordnet werden können (s. 7.1.1.3, 7.1.8).

<sup>19)</sup> Im Gegensatz zum Ökotoptopbegriff einiger Autoren, der das natürliche Standortpotenzial in den Vordergrund stellt und daher nicht an der aktuellen sondern an der potenziellen natürlichen Vegetation ausgerichtet ist (s. 3.2).

**Dreidimensionale Struktur (Schichtung) und Abgrenzbarkeit:** Biotope haben einen dreidimensionalen Aufbau aus mehreren Schichten, werden aber als zweidimensionale Flächen abgegrenzt. Ausschnitte in der Vertikalen wie das Benthalm von Gewässern oder das Grundwasser sind nach dieser Definition keine Biotope, sondern Biotopschichten. Grundwasser, Boden bzw. Gewässergrund und bodennahe Luftschicht sind Teile des Biotops. Sonderfälle sind Höhlen und Stollen. Die Grenzen der Biotope sind meist durch Standort-, Vegetations- und/oder Nutzungsunterschiede bedingt und i. d. R. an sichtbaren Strukturen und/oder an dem Vorkommen von Indikatorarten erkennbar. Ein Biotyp muss mit den bei Biotopkartierungen üblichen (im Wesentlichen physiognomischen und indikatorischen) Methoden erkennbar und kartographisch abgrenzbar sein. In besonderen Fällen können aber zusätzliche Daten aus Messungen herangezogen werden (z. B. Salinitätsstufen von Ästuargewässern). Grenzbereiche können ihrerseits gesondert abgrenzbare Biotope mit spezifischen Eigenschaften sein.

Grundsatz 2: Biotope werden i. d. R. als zweidimensionale Ausschnitte der Erdoberfläche abgegrenzt und umfassen alle Schichten der Biosphäre.

**Ganzheitliche Kategorie,** die Merkmale des Standorts, der Raumstruktur-, der Nutzung und der Biozönose integriert: Der Biotyp kann nach dem „Baukastenprinzip“ aus vier Komponenten zusammengesetzt werden: **1) Standort-, 2) Struktur-, 3) Nutzungs- und 4) Vegetationstyp** (bzw. stattdessen **Zoozönosetyp**, vorwiegend bei marinen Lebensräumen). Im Gegensatz zu realen (separaten) Bausteinen handelt es sich aber um Teilaspekte desselben Sachverhalts (Lebensraum einer Biozönose), die sich gegenseitig beeinflussen bzw. bedingen. Alle Biotope, die zu einem Typ gehören, sollten hinsichtlich dieser vier Komponenten im Wesentlichen übereinstimmen.

Diese vier Komponenten (oder Teilaspekte) können zu zwei (sich ebenfalls überschneidenden) **Basiskriterien** der Typisierung aggregiert werden:

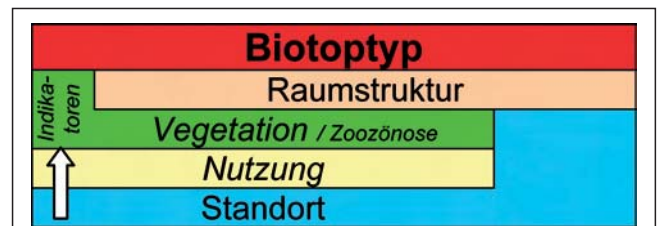
- 1) **chemisch-physikalische Standortbedingungen** (Wärme-, Licht-, Wasser- und Stoffhaushalt)
- 2) **Raumstruktur** (abiotische und biotische Strukturen)

Der Biotop als integrierende Kategorie beinhaltet alle für die Qualität des Lebensraums maßgeblichen Merkmale. Alle Biotope weisen obligatorisch eine Raumstruktur und bestimmte abiotische Standortparameter auf. Bei der Typisierung von Biotopen müssen diese beiden Basiskriterien daher grundsätzlich berücksichtigt werden. Die Raumstruktur ist für die Abgrenzbarkeit der Biotope maßgeblich. Sie kann auch als physiognomische Komponente der Standortbedingungen aufgefasst werden. Da sie aber bei den meisten Biotopen auch oder vorrangig von biotischen Strukturen bestimmt wird, ist es zweckmäßig, sie als eigenes Basiskriterium der Typisierung neben die chemisch-physikalischen Standortbedingungen zu stellen.

Menschliche Nutzungen und ihre Auswirkungen (z. B. Bauwerke) können als fakultative Standort- und Strukturparameter eingestuft werden. Die Vegetation ist in erster Linie als – ebenfalls fakultativer – Teil der Raumstruktur zu betrachten. Entsprechendes gilt für zoogene Strukturen, die fast ausschließlich in marinen Lebensräumen biotopbildend sind. Für die genauere

Kennzeichnung der Biotypen muss jeweils auch die Relevanz der fakultativen Komponenten Nutzung und Biozönose geprüft werden.

Pflanzen- und Tierarten haben zusätzlich die Funktion von Indikatoren für Standorteigenschaften sowie für den Biotyp insgesamt. Abb. 13 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen Biotyp und den zwei bzw. vier Typisierungskriterien.



Ein Biotyp wird i. d. R. aufgrund im Gelände sichtbarer Merkmale der Raumstruktur sowie ggf. zusätzlich aufgrund des Vorkommens von Indikatorarten identifiziert und abgegrenzt. Die Raumstruktur wird von der Vegetation und/oder abiotischen Standortmerkmalen (v. a. Relief) gebildet. Ein wesentliches Kriterium ist vielfach auch die Nutzung, die Vegetation und Standort und damit auch die Raumstruktur beeinflusst bzw. bestimmt. In besonderen Fällen wird die Rolle der Vegetation durch Zoozönosen bzw. Tierarten mit Indikatorfunktion ergänzt oder ersetzt.

**Abb. 13: Komponenten eines Biotyps**  
(Kursiv: fakultativ bzw. alternativ)

Je nach Obergruppe von Lebensräumen (Wälder, Moore usw.) bzw. je nach Biotyp kann das eine oder andere Kriterium im Vordergrund stehen und die Ausprägung der anderen Kriterien deutlich bestimmen, ohne dass diese völlig außer Betracht bleiben (s. 7.4). Der bereits mehrfach als Beispiel genannte Vegetationstyp „Schlankseggen-Ried“ beinhaltet den Standorttyp, der durch die Bezeichnung „Ried“ angesprochen und durch die Schlank-Segge genauer indiziert wird (nährstoffreicher Sumpf- oder Niedermoorstandort im Offenland) sowie die Raumstruktur (hochwüchsige, dichte Grasflur, bedingt durch die Wuchsform der dominanten Art). Die Nutzung ist nachrangig (bei flächiger Ausprägung meist Grünlandbrache oder unregelmäßige Mahd). Gleichwohl kann man bei höheren Ansprüchen an die Genauigkeit der Typisierung die Schlankseggen-Riede selbstverständlich auch unterteilen (z. B. nach den drei Standorttypen „Verlandungsbereich von Gewässern“, „Sumpf“, „Niedermoor“).

Die Merkmale des Biotyps müssen für die Qualität des Lebensraums und für die Ausprägung der Biozönose (d. h. die Vegetation und die Fauna) relevant sein und sich von denen anderer Biotypen signifikant unterscheiden. Das bedeutet i. d. R., dass sich zwei Biotypen hinsichtlich ihrer Biozönose und hinsichtlich mindestens einer maßgeblichen Eigenschaft des Lebensraums (z. B. Wasserhaushalt, Nutzung, Vegetationsstruktur) voneinander unterscheiden müssen. Unterscheidet sich der Standort, aber nicht die Biozönose, so sind die Standortunterschiede für die Biotopfunktion offenbar nicht relevant (z. B. zwei mesophile Buchenwälder auf einer Parabraunerde aus Löss über Muschelkalk bzw. auf einer Braunerde aus Basaltverwitterung). Unterscheidet sich die Artenzusammensetzung der Biozönose, aber ohne erkennbare Standort- oder Nutzungsunterschiede und ohne Auswirkung auf

die Raumstruktur, so ist auch dieser Unterschied für die Typisierung des Biotops eher unbedeutend (z. B. zwei verschiedene krautige Pflanzengesellschaften auf einer standörtlich homogenen Brachfläche, zwei gleichartige Tümpel mit Vorkommen unterschiedlicher Amphibienarten). Die Unterschiede der Biozönose sind in solchen Fällen nicht durch Eigenschaften des Biotops, sondern z. B. durch Zufälle der Besiedlung oder Eigenschaften seiner Umgebung bedingt.

Da die Biozönose aber nie vollständig untersucht wird, sind deutliche Unterschiede von Standort und Raumstruktur im Zweifelsfall ausreichend, um zwei verschiedene Biotoptypen zu begründen (s. auch 7.1.2). Dies gilt besonders für vegetationsarme Biotope (z. B. vegetationsarme Silikat- und Kalkfelsen) und für Biotope mit nutzungsbedingter Artenverarmung (z. B. Kalk- und Sandacker ohne Begleitvegetation).

**Grundsatz 3:** Die Typisierung von Biotopen berücksichtigt alle den Lebensraum prägenden Merkmale. Obligatorisch sind die Basiskriterien „Standort“ und „Raumstruktur“, in den meisten Fällen ergänzt um die (Teil-) Kriterien „Nutzung“ und/oder „Vegetation“, in Einzelfällen auch „Zoozönose“. Maßgeblich sind vorrangig diejenigen Biotopmerkmale, die die Ausprägung der Biozönose bestimmen.

Wie in Kapitel 6 gezeigt wurde, beruhen einige Biotoptypen vorwiegend auf reinen Vegetationstypen mit starkem Bezug auf die pflanzensoziologische Taxonomie. Dies ist grundsätzlich nicht sachgerecht. Die Vegetation ist zwar als Strukturbildner und als Indikator für die Standort- und Nutzungsverhältnisse von grundlegender Bedeutung für die Kennzeichnung und Kartierung von Biotoptypen, aber nicht primärer Gegenstand der Biotoptypklassifikation. Dies schließt nicht aus, dass Vegetations- und Biotoptypen in vielen Fällen kongruent sind (z. B. „Orchideen-Buchenwald“ und „Buchenwald trockenwarmer Kalkstandorte“). Biotoptypen sind nicht als vereinfachte Zusammenfassung von Pflanzengesellschaften aufzufassen, auch wenn sie bei einigen Klassifikationen so dargestellt werden (vgl. z. B. DELARZE 1999, HAEUPLER 2002, POTT 1996).

**Grundsatz 4:** Die Artenzusammensetzung der Vegetation ist bei der Typisierung und Klassifikation von Biotopen – anders als in der Pflanzensoziologie – kein primäres Kriterium. Bestimmte Pflanzenarten sind relevante Merkmale, wenn sie die Qualität des Biotops maßgeblich prägen (meist durch Dominanz). Im Übrigen fungieren sie als Indikatoren für die qualitative Ausprägung von Biotopen (insbesondere ihrer Standorte) und können daher auch zur Ansprache und Abgrenzung von Biotoptypen herangezogen werden.

Eine genauere Darstellung der Typisierungskriterien und ihrer Umsetzung in Biotoptypen folgt in Abschnitt 7.1.5.

**Zeitliche Dimension:** Die Typisierung der Biotope bezieht sich auf ihre tatsächliche Ausprägung im Betrachtungszeitraum und richtet sich vorrangig nach dem in der Vegetationsperiode (bzw. in tropischen Klimazonen ganzjährig) vorherrschenden Aspekt (z. B. mittlerer Wasserstand). Die meisten Biotope weisen typische

Varianzen in Abhängigkeit von Jahreszeiten, witterungsbedingten Extremen (z. B. Hochwasser), Nutzungen (z. B. Mahd), Altersphasen und anderen Einflüssen auf, die bei der Typisierung zu berücksichtigen sind. Fluktuationen innerhalb eines Typs müssen von Prozessen unterschieden werden, die zur Entstehung eines anderen Typs führen (z. B. Sukzession nach Nutzungsaufgabe). Sofern ein Biotop durch sehr unterschiedliche Phasen (meist in Abhängigkeit vom Wasserstand) geprägt ist, muss er ggf. zwei Typen zugeordnet werden (mit Haupt- und Nebencode), z. B. ein zeitweise abgelassener Fischteich mit Teichbodenvegetation oder ein Wiesentümpel.

Historische Parameter (z. B. Art der Entstehung und Alter) sowie Potenziale für künftige Entwicklungen sollten bei der Typisierung berücksichtigt werden, soweit sie für die Lebensraumfunktion bzw. für die Bewertung relevant sind (s. 7.1.2). Bei Biotoptypkartierungen werden die aktuellen Biotope erfasst. Bei Roten Listen gefährdeter Biotoptypen müssen aber auch historische Zustände von Biotopen berücksichtigt werden (soweit dazu Erkenntnisse vorliegen).

**Grundsatz 5:** Biotoptypen beziehen sich i. d. R. auf den im Betrachtungszeitraum vorherrschenden Zustand während der Vegetationsperiode. Die Varianzen im Jahresverlauf oder aufgrund episodischer Fluktuationen sind aber ebenso zu berücksichtigen wie bewertungsrelevante Aspekte der historischen Entstehung und potenzieller künftiger Entwicklungen.

#### 7.1.1.2 Hierarchischer Aufbau der Klassifikation

Klassifikationen von Naturerscheinungen haben i. d. R. einen hierarchischen Aufbau, der von weit gefassten Obergruppen bis hin zu speziellen Untereinheiten führt. Nur so können die Vielzahl der Formen übersichtlich geordnet, Verwandtschaften dargestellt und Rangfolgen von vorrangigen und nachrangigen Kriterien festgelegt werden. Hinzu kommt ein pragmatischer Vorteil: Je nach Anwendungszweck oder Kenntnissen des Bearbeiters kann ein Objekt (ggf. vorläufig) auf einer höheren oder niedrigeren Hierarchiestufe eingeordnet werden, z. B. Wald oder Buchenwald. Damit eindeutige Zuordnungen von Objekten zu Typen möglich sind, muss der Aufbau monohierarchisch sein (s. 7.1.1.3). Das bedeutet, dass jeder Biotoptyp nur zu einer übergeordneten Kategorie gehört.

Es bedarf eines Mindestmaßes an formaler Logik, damit jeder Biotop auf jeder Hierarchiestufe möglichst eindeutig zugeordnet werden kann. „Äpfel- und Birnen-Effekte“ sind zu vermeiden. Innerhalb einer Obergruppe von Biotoptypen (z. B. Wald) sollte auf jeder Hierarchiestufe im Idealfall nur ein Kriterium oder eine bestimmte Kombination von Kriterien für die Differenzierung der Typen maßgeblich sein (s. obiges Beispiel). Falsch wäre es z. B., wenn ein Eichen-Hainbuchen-Mittelwald gleichrangig entweder als Eichen-Hainbuchenwald (Vegetationstyp) oder als Mittelwald (Nutzungstyp) zugeordnet werden könnte. Die Klassifikation muss die Rangfolge der Typisierungskriterien vorgeben, d. h. in diesem Fall entscheiden, ob der Eichen-Hainbuchenwald eine Obereinheit und der Mittelwald eine Untereinheit bildet oder umgekehrt.

Das schließt aber nicht aus, dass verschiedene Typen einer Hierarchiestufe nach jeweils anderen Kriterien weiter aufgeteilt werden, sofern die Eindeutigkeit gewährleistet ist (vgl. 7.1.1.3).

Dabei ist aber zu beachten, dass aus den Benennungen der Typen nicht immer auf alle zu Grunde liegenden Kriterien geschlossen werden kann. So kann ein Auwald (Standort als offensichtliches Kriterium) neben dem Buchenwald (dominante Baumart als offensichtliches Kriterium) stehen. Bei genauer Betrachtung sind „Buchenwald“ und „Auwald“ lediglich verkürzte Bezeichnungen für Typen, die sich sowohl hinsichtlich der Arten (Buche/andere Baumarten) als auch hinsichtlich der Standorte (kein Auenstandort/Auenstandort) unterscheiden. Bei typischer Ausprägung überschneiden sich weder Baumartenzusammensetzung noch Standorte. Der (naturnahe) Auwald impliziert das Vorkommen bestimmter Baumarten und schließt eine Buchendominanz aus. Der Buchenwald impliziert wiederum ein bestimmtes Standortspektrum, dem häufig überflutete Standorte nicht angehören. Da es aber auf selten überfluteten Standorten durchaus Buchenbestände gibt, muss bestimmt werden, dass diese als Buchenwald und nicht als Auwald einzustufen sind (Standortunterschied nicht signifikant für die Biozönose). Andernfalls müsste die Klassifikation geändert werden, um auch Buchenwälder auf Auenstandorten als eindeutigen Typ gesondert zuordnen zu können. Dann müsste wiederum entschieden werden, ob die Baumart oder der Standort vorrangiges Kriterium der Hierarchie ist (Buchen-Auwald als Untertyp des Auwalds oder als Untertyp des Buchenwalds).

Ein fiktives Beispiel für einen Buchenwald zeigt, wie die Anwendung verschiedener Kriterien zu einer schrittweisen Differenzierung der Klassifikation in acht Stufen führt:

- 1 Wald (W) - Kriterium: Vegetationsstruktur
- 1.1 Sommergrüner Laubwald (WL) - Kriterium: Vegetationsstruktur
- 1.1.1 Buchenwald (WLB) - Kriterium: dominante Baumart
- 1.1.1.1 Bodensaurer Buchenwald (WLBS) - Kriterium: Basenversorgung des Standorts
- 1.1.1.1.1 Bodensaurer Buchenwald der montanen Stufe (WLBSM) - Kriterium: Höhenstufe
- 1.1.1.1.1.1 Bodensaurer Buchenwald der montanen Stufe, trockene Ausprägung (WLBSMT) - Kriterium: Wasserhaushalt
- 1.1.1.1.1.1.1 Bodensaurer Buchenwald der montanen Stufe, trockene Ausprägung, Hochwaldnutzung (WLBSMTH) - Kriterium: Nutzung
- 1.1.1.1.1.1.1.1 Bodensaurer Buchenwald der montanen Stufe, trockene Ausprägung, Hochwaldnutzung, Stangenholzstadium (WLBSMTHS) - Kriterium: Vegetationsstruktur

Bei einer anwendungsbezogenen Klassifikation von Kartierschlüsseln ist kritisch zu hinterfragen, ob alle theoretisch möglichen Hierarchiestufen ausgefüllt werden müssen, insbesondere wenn diese eine durchgängige Codierung für die Datenverarbeitung aufweisen sollen (s. 7.1.6). Wesentliche Aufgabe einer Klassifikation ist die Reduzierung der Komplexität. Eine potenziell gegen Unendlich tendierende Menge an individuellen Objekten soll einer überschaubaren Zahl von Klassen zugeordnet werden. Die Zahl der Hierarchiestufen sollte sich am Zweck der Klassifikation

orientieren. Im aufgeführten Beispiel ist z. B. zu klären, ob Nutzung und Altersklasse Untertypen darstellen oder nicht vielmehr Objekteigenschaften, die lediglich bestimmte Ausprägungen eines Typs kennzeichnen.

Grundsatz 6: Klassifikationen von Biotoptypen müssen hierarchisch aufgebaut sein, um ein übersichtliches System von Einheiten unterschiedlichen Differenzierungsgrads zu schaffen. Die Zahl der Hierarchiestufen ist dabei auf das für den Anwendungszweck notwendige Maß zu begrenzen.

Eine Biotopklassifikation sollte

1. ausreichend differenziert sein, um die Vielfalt und Eigenart der Lebensräume hinreichend abzubilden, und
2. einfach genug, um übersichtlich und praktikabel zu sein (s. 7.1.4).

Die fachliche Herausforderung liegt darin, das richtige Maß an Abstraktion zu finden.

Die sachgerechte Klassifikation von Biotopen erfordert einen Kompromiss zwischen der notwendigen Vereinfachung zur Reduzierung der Komplexität unzähliger realer Biotope (die nie vollständig übereinstimmen und sich fortlaufend verändern) zu einer überschaubaren Zahl von Typen („so einfach wie möglich“) und den fachlichen Ansprüchen an möglichst genaue Daten („so differenziert wie nötig“).

Im niedersächsischen Kartierschlüssel für Biotoptypen (v. DRACHENFELS 1992, 1994, 2004) besteht die Klassifikation im Kern aus drei Stufen: Obergruppe/Haupttyp/Untertyp. Diese Dreistufigkeit erfüllt folgende Anforderungen:

- Die Obergruppen verkörpern das Grundgerüst der Klassifikation und sind mit verschiedenen Anforderungen an die Methodik der Erfassung und Bewertung verknüpft. Sie unterscheiden sich deutlich hinsichtlich ihrer Klassifikationskriterien (Wälder, Gewässer, Grünland usw.).
- Die Haupttypen stellen die Mindestanforderung für Übersichtskartierungen dar.
- Die Untertypen ermöglichen differenzierte Bewertungen auf der Typusebene.

Für weitergehende Differenzierungen finden sich in den vorliegenden Biotoptypenschlüsseln zwei grundsätzliche Alternativen (s. Kapitel 6):

- 1) Anfügung weiterer Hierarchiestufen und dementsprechend zusätzlicher Stellen bei den Codes (vgl. z. B. RIECKEN et al. 2003, 2006 und LUA BRANDENBURG 2007)
- 2) Verwendung von Zusatzmerkmalen (v. DRACHENFELS 2004) oder Überlagerungscodes (KARL 1998), die bei verschiedenen Biotoptypen (ggf. fakultativ) zu gleichartigen Untergliederungen verwendet werden können. Dieses Prinzip bedeutet, dass bestimmte Merkmale (meist bestimmte Struktur-, Standort- oder Nutzungstypen) gesondert klassifiziert werden. Die Biotoptypen werden dann dergestalt weiter spezifiziert, dass ihnen gesondert klassifizierte und codierte Merkmale nach dem Baukastenprinzip angefügt werden.

Wie in 3.4 und 7.1.1.1 erläutert wurde, bestehen Biotoptypen grundsätzlich aus verschiedenen Komponenten

bzw. Merkmalskombinationen. Diese können entweder stufenweise im Rahmen einer durchgängigen monohierarchischen Klassifikation zusammengefügt werden (die Baumstruktur der Hierarchie erhält weitere, immer feinere Zweige – s. obiges Beispiel des Buchenwaldes) oder als gesondert klassifizierte Merkmale beliebig kombiniert werden. Dies könnte für einen Erlenbruch z. B. so aussehen:

- Code 1 für den Standorttyp:  
MUR = nährstoffreiches Überflutungsniedermoor
- Code 2 für den Vegetationstyp:  
WA = Erlenwald
- Code 3 für den Nutzungstyp:  
NW = Niederwaldnutzung
- Code 4 für den Strukturtyp:  
BS = Stangenholz

Es ergäbe sich der Gesamtcode: MUR.WA.NW.BS

Diese Methode kann man als **Baukastenprinzip oder Modularität** bezeichnen. „Modularität (auch Bausteinprinzip oder Baukastenprinzip) ist die Aufteilung eines Ganzen in Teile, die als Module, Bauelemente oder Bausteine bezeichnet werden. Bei einem modularisierten Aufbau werden Gesamtsysteme aus standardisierten Einzelbauteilen zusammengesetzt“ (<http://de.wikipedia.org/wiki/Modularität>). Ein Vorteil ist, dass eine überschaubare Zahl gut definierbarer Bausteine oder Module im Sinne von Partialtypen (Standort-, Vegetations-, Nutzungs- und Strukturtypen) zu einem aussagekräftigen Biotoptyp zusammengesetzt wird (s. auch 3.4). Dadurch ist das System sehr flexibel und offen für zusätzliche Typen, die sich dann lediglich durch die Kombination der Module unterscheiden. Die Zahl möglicher Kombinationen ist dabei sehr groß. Innerhalb einer durchgängigen Klassifikation würde eine derartige Detaillierung zu einem exponentiellen Anstieg der Hierarchiestufen führen. Der entscheidende Nachteil des Baukastenprinzips ist, dass typusbezogene Bewertungen und Flächenbilanzen kaum möglich sind, da es keine vollständige und abschließende Biotoptypenliste gibt.

Wenn die einzelnen Bausteine ihrerseits hierarchisch klassifiziert werden, so ergibt sich eine **polyhierarchische Klassifikation**. Den Biotoptypen liegen dann hierarchisch klassifizierte Standort-, Struktur-, Nutzungs- und Vegetationstypen zugrunde. Diese

Partialtypen stellen aber nur einen Zwischenschritt der Klassifikation von Biotoptypen dar, die aus diesen Partialsystemen zusammengesetzt werden. Diesen Schritt des Zusammensetzens verschiedener parallel klassifizierter Komponenten kann man – im Gegensatz zur hierarchischen Klassifikation – als **additive Klassifikation** bezeichnen (s. Abb. 14).

Vorteilhaft ist eine Kombination beider Prinzipien, d. h. eine Hierarchie von Biotoptypen, die additiv durch weitere Merkmale ergänzt werden kann. Gerade bestimmte gesetzliche Vorgaben sprechen für eine Kombination des Prinzips der durchgängigen Klassifikation mit dem der Überlagerungscodes und/oder Zusatzmerkmale:

Beispiel 1: Erdfälle gemäß § 28a NNatG: Erdfälle sind keine Biotoptypen, sondern geomorphologische Typen bzw. Geotoptypen. Die Eigenschaft „Erdfall“ ist maßgeblich für den gesetzlichen Schutz, ebenso aber der jeweilige durch den Wasser- und Stoffhaushalt sowie ggf. die Vegetation des Erdfalls bestimmte Biotoptyp (z. B. Schilfröhricht oder Buchenwald). Da in Erdfällen viele verschiedene Biotoptypen vorkommen können, ist ein entsprechendes Zusatzmerkmal zweckmäßiger, als bei allen Biotoptypen einen Untertyp mit der Eigenschaft „in einem Erdfall“ vorzusehen.

Beispiel 2: Nach § 30 BNatSchG sind auch die Überschwemmungsbereiche naturnaher Gewässer geschützt (s. 6.4.7). In Auen können (wie in Erdfällen) zahlreiche verschiedene Biotoptypen vorkommen, die teils für sich betrachtet unter den gesetzlichen Biotopschutz fallen (z. B. Röhrichte oder Auwälder), teils aber nicht (z. B. verschiedene Grünlandtypen oder Feldhecken). Auch in diesem Fall bietet sich ein Zusatzmerkmal (Überlagerungscodes) für die Eigenschaft „im Überschwemmungsbereich eines naturnahen Gewässers“ an.

Daher ist folgende Vorgehensweise zu empfehlen: Die hierarchische Klassifikation der Biotoptypen baut im Wesentlichen auf den für die Habitatqualität vorrangig bedeutsamen Hauptmerkmalen des Standorts (Wasser- und Stoffhaushalt) und der Vegetation bzw. der abiotischen Raumstruktur auf. Leicht veränderliche und fakultative Eigenschaften wie Nutzungen oder Altersstadien werden dagegen durch gesondert klassifizierte Zusatzmerkmale verschlüsselt.

Bestimmte, v. a. gesetzlich relevante Standorteigenschaften, die oft auf ganze Komplexe zutreffen (z. B. Überschwemmungsgebiet) oder die nicht mit spezifischen Biotopeigenschaften verknüpft sind (z. B.

Erdfälle mit ihrer großen Varianz hinsichtlich Form, Feuchtigkeit und Substrat) werden ebenfalls als Zusatzmerkmale oder alternativ als Überlagerungseinheiten klassifiziert.

Entscheidend ist, dass die Zusatzmerkmale oder Überlagerungseinheiten nachrangig und immer nur in Kombination mit einem Biotoptyp zu verwenden sind, damit der Grundsatz der Eindeutigkeit eingehalten wird (s. 7.1.1.3).

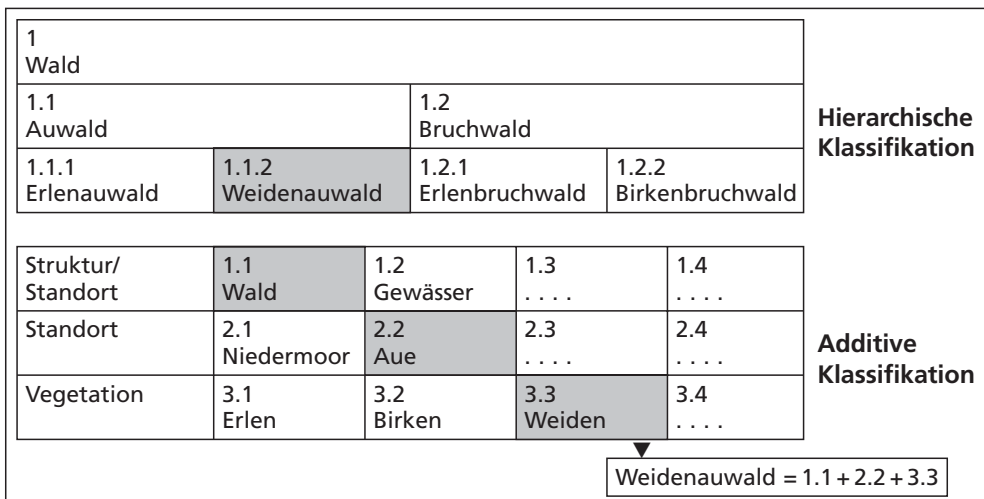


Abb. 14: Hierarchische und additive Klassifikation

Tab. 54: Beispiel für eine kombinierte hierarchische und additive Klassifikation von Biotoptypen

Code	Hierarchiestufen	Beispiele
W	Obergruppe	Wälder
WL	Untergruppe 1. Ordnung	naturnahe und halbnatürliche, sommergrüne Laubwälder
WLB	Untergruppe 2. Ordnung	Buchenwälder mäßig trockener bis mäßig feuchter Standorte
WLBM	Haupttyp	Mesophiler Buchenwald
WLBMK	Untertyp	Mesophiler Kalkbuchenwald
.t	Standortvariante	trockene Ausprägung
.n	Nutzungsvariante	Niederwald
.a	Struktur- oder Entwicklungsvariante	Altholz
XE	Überlagerungseinheiten	Erdfall/-komplex

Die Zusatzmerkmale und Überlagerungseinheiten können mit Typen aller Hierarchiestufen verknüpft werden, da sie außerhalb dieser Hierarchie stehen.

Eine ausführliche Zusammenstellung der Merkmale von Biotopen, die zur Klassifikation heranzuziehen sind, folgt in Abschnitt 7.1.5.

Grundsatz 7: Das Grundgerüst der Biotoptypen ist monohierarchisch zu klassifizieren. Zusätzliche Eigenschaften von Biotopen können als Zusatzmerkmale bzw. Überlagerungseinheiten gesondert klassifiziert werden. Sie ermöglichen (fakultativ) eine weitere Differenzierung von Biotoptypen nach dem Baukastenprinzip (additive oder modulare Klassifikation).

### 7.1.1.3 Eindeutigkeit der Typen

Voraussetzung für die Eindeutigkeit von Typen ist eine monohierarchische Klassifikation (s.o., 7.1.1.2), so dass jeder Biotop auf jeder Hierarchiestufe nur genau einer Klasse zuzuordnen ist. Die Klassen bzw. Typen müssen dazu inhaltlich hinreichend bestimmt sein. Dies ist Aufgabe der Typisierung. Bei jedem Merkmal ist zu prüfen, welche Ausprägung den einen vom anderen (ähnlichen) Typ unterscheidet.

Eine Methode zur Ausarbeitung möglichst eindeutiger Typen bzw. zur Überprüfung vorliegender Klassifikationen ist die Erstellung **dichotomer Bestimmungsschlüssel**, die zu eindeutigen Entscheidungen der Zuordnung zwingen. Diese wurden ursprünglich für Tier- und Pflanzenarten entwickelt, aber inzwischen auch für Pflanzengesellschaften vorgelegt, z. B. von SCHUBERT et al. (1995, 2001).

Der Klappentext der ersten Auflage (1995) verheißt: „Erstmals wird mit Hilfe von Schlüsseln die Identifikation aller Pflanzengesellschaften, die im Gelände angetroffen werden, für eine große Region ermöglicht. Damit ist ein beachtlicher Fortschritt beim ‚Ansprechen‘ von Biotopen und bei der Erfassung ihrer Naturgegebenheiten erzielt worden.“ Allerdings genügen wenige Tests mit verbreiteten Fragmentgesellschaften oder „untypischen“ Artenkombinationen, um festzustellen, dass dieser Anspruch nur in begrenztem Umfang erfüllt wird. Beispielsweise können folgende Pflanzenbestände auf diese Weise nicht bestimmt werden: Pfeifengras-Dominanzbestände stark entwässerter Moore oder brachgefallener Feuchtheiden, *Molinion*-Feuchtwiesen ohne Pfeifengras, Brenndolden-Wiesen ohne

Rasen-Schmiele. Bei Waldbeständen sind nur solche mit standardmäßiger Baumartenzusammensetzung nach den verschlüsselten Merkmalen sicher zuzuordnen, nicht z. B. ein *Carpinion*-Bestand, dem nutzungsbedingt Hainbuche fehlt und der stattdessen von Eiche, Esche und Hasel geprägt ist. Ein Kennzeichen dieses Schlüssels ist der heterogene Kriterienmix aus dominanten Arten, Charakterarten sowie Standort- und Nutzungsmerkmalen.

An diesem Beispiel wird deutlich, dass Bestimmungsschlüssel für komplexe, mehr oder weniger variable Lebensräume sehr viel schwieriger zu entwickeln sind als für Arten mit ihren vergleichsweise konstanten Merkmalen und eindeutig von der Umgebung getrennten Individuen. Daher ist die Beschreibung aller wesentlichen Merkmale für die Definition von Biotoptypen unverzichtbar (s. 7.1.7).

Trotz der Probleme ist ein dichotomer Schlüssel aber eine gute Methode, um die Logik und Anwendungstauglichkeit einer Klassifikation zu prüfen und zu verbessern (vgl. z. B. KNICKREHM & ROMMEL 1994).

Dies soll hier am Beispiel des Biotoptyps WTB des niedersächsischen Kartierschlüssels (v. DRACHENFELS 2004) demonstriert werden. Die Merkmale, die über weitere Schritte zu anderen Biotoptypen führen, werden jeweils nicht weiter verfolgt (→ X):

- 1 Wald: Zusammenhängender Baumbestand von i. d. R.  $\geq 0,5$  ha Größe und mit Vorkommen walddtypischer Pflanzenarten in der Krautschicht → 2
- 1\* kein Wald: baumfreie Biotope, kleinere oder sehr lockere Baumbestände ohne walddtypische Krautschicht → X
- 2 Waldfläche, die (ggf. abgesehen von wenigen Überhältern) ausschließlich mit sehr jungen Bäumen bestockt ist (Jungwuchs bis Dickungsstadium) → X
- 2\* Waldfläche aus älteren Bäumen (Stangenholz bis Altholz) → 3
- 3 Wald mit einem Anteil von  $\geq 70$  % standortgerechten heimischen Baumarten entsprechend der potenziellen natürlichen Vegetation einschließlich natürlicher Pionier- und Übergangsstadien sowie einschließlich durch historische Waldnutzungsformen bedingter Abwandlungen der Baumartenzusammensetzung. Halbnatürliche und naturnahe Waldtypen → 4
- 3\* Wald mit einem Anteil von  $> 30$  % nicht standortgerechten heimischen oder gebietsfremden Baumarten. Forsttypen → X
- 4 naturnaher oder halbnatürlicher Wald auf nassen Standorten, mit Kennarten von Mooren, Sümpfen oder Bruchwäldern in der Krautschicht oder in regelmäßig überfluteten Auen → X
- 4\* naturnaher oder halbnatürlicher Wald auf trockenen bis feuchten Standorten außerhalb regelmäßig überfluteter Auen → 5

5 Anteil der Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) auf dem überwie- genden Teil der Fläche  $\geq 50\%$   $\rightarrow 6$

5\* Anteil der Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) auf dem über- wiegenden Teil der Fläche  $< 50\%$   $\rightarrow X$

6 Buchenwald auf flachgründigen, trockenen Kalkstand- orten, in der Krautschicht Arten trockener bzw. wärmebe- günstiger Kalkstandorte wie z. B. *Carex montana*, *Primula veris*, *Cephalanthera* spp., *Epipactis microphylla*, *Sesleria caerulea*, *Vincetoxicum hirundinaria*. Zeigerarten feuchter Standorte fehlen. Zeigerarten frischer Standorte fehlen oder haben geringe Anteile  $\rightarrow$  1.1.1 Buchenwald trocken- warmer Kalkstandorte (WTB)

6\* Buchenwald auf anderen Standorten, mit anderer Krautschicht  $\rightarrow X$

Hilfreich ist auch eine graphische Darstellung dichoto- mer bzw. polytomer Schlüssel als **Entscheidungsbäu- me**, wie dies z. B. im EUNIS-Schlüssel praktiziert wird (s. Abb. 7, 6.3.2).

Diese Form der Darstellung leitet über zu dem Prin- zip von **Dendrogrammen** als Methode zur Entwick- lung und Präsentation hierarchischer Klassifikationen (z. B. DIERSCHKE 1994, GLAVAC 1996).

Abb. 15 zeigt dies am Beispiel von Grünlandtypen des niedersächsischen Kartierschlüssels (v. DRACHEN- FELS 2004). Es wird deutlich, dass verschiedene Kriteri- en kombiniert wurden. Bei strikter Einhaltung einheit- licher Kriterien auf jeder Hierarchiestufe würden sich deutlich mehr Ebenen ergeben, als die drei des Kar- tierschlüssels beim Grünland i.e.S. (9 / 9.1/ 9.1.1). Ent- scheidend ist, dass auf jeder Ebene eine eindeutige Zuordnung möglich ist. Es ist für den Zweck der Hier- archie unschädlich, wenn die Untergliederung der ver- schiedenen Haupttypen (z. B. GM, GN) aufgrund unter- schiedlicher Kriterien vorgenommen wird (z. B. Höhen- stufe nur als Kriterium bei artenreichem Grünland mittlerer Standorte, nicht beim Feuchtgrünland). Je nach Standort und Nutzung des Grünlands ist die Relevanz einzelner Parameter für die Ausprägung der Biozönose und damit für die Typisierung unterschied- lich. Letztlich erfolgt die Differenzierung von Arten auch je nach Gattung aufgrund unterschiedlicher Merkmale (z. B. Blattform, Blütenfarbe).

Anhand dieses Schemas ist zu prüfen, ob die Klassi- fikation für eine eindeutige Zuordnung ausreicht und ob auch die Bezeichnungen den verwendeten Kriteri- en gerecht werden (vgl. 7.1.5). Für das Grünland wur- de im niedersächsischen Kartierschlüssel z. B. induktiv entschieden, dass eine Klasse „montanes Grünland“ (inkl. aller Ausprägungen von Wasserhaushalt und Nutzungsintensität) nicht zweckmäßig bzw. nicht er- forderlich ist, weil sich die Biozönosen nur bei exten- siv genutztem Grünland mäßig trockener bis mäßig feuchter Standorte nach Höhenstufe signifikant unter- scheiden. Die Bezeichnung „Bergwiese“ ist offensicht- lich stark verkürzt und müsste genauer „Montanes Grünland mittlerer Standorte“ lauten (mittlere Aus- prägung von Wasser- und Nährstoffhaushalt).

#### 7.1.1.4 Vollständigkeit der Klassifikation

Bei Biotopklassifikationen, die auf flächendeckende Erfassungen bzw. Bewertungen aller vorkommenden Biotoptypen ausgerichtet sind, ist anzustreben, dass jeder beliebige Landschaftsausschnitt möglichst ein- deutig einem Typ zuzuordnen ist. Selbst wenn Biotop- kartierungen die selektive Erfassung besonders schutz- würdiger Biotoptypen zum Ziel haben, sollte eine auf Vollständigkeit angelegte Klassifikation die systema- tische Grundlage bilden.

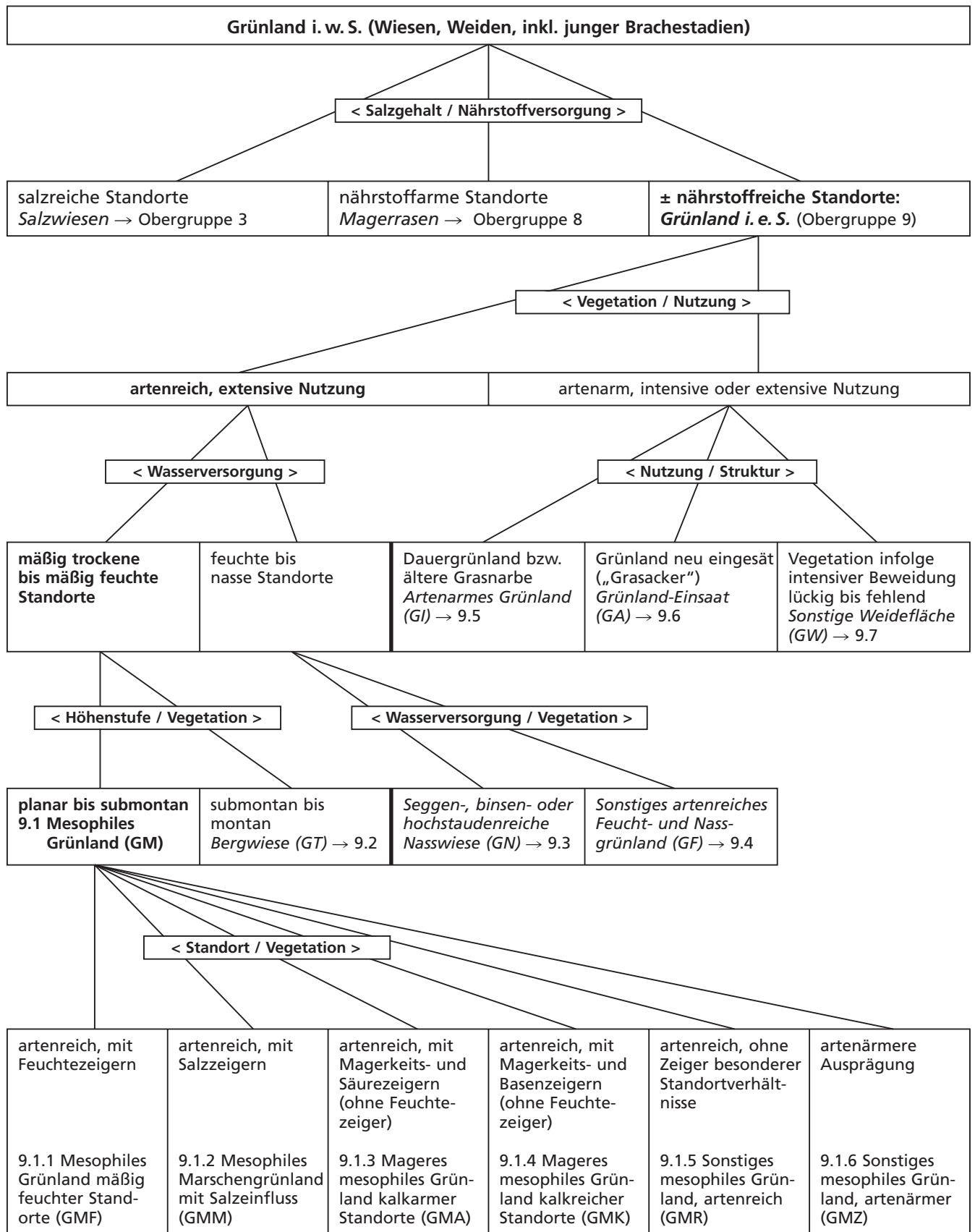
Dazu empfiehlt sich als erster Arbeitsschritt die **deduktive Ableitung** aller theoretisch möglichen Typen, ausgehend von der naturräumlichen Ausstat- tung des Bearbeitungsgebiets mit seinen natürlichen Standorttypen und deren nutzungsbedingten Abwand- lungen. Dazu bieten sich tabellarische Übersichten nach dem Prinzip der **Ökogramme** an. Dabei handelt es sich um die schematische Darstellung der ökologi- schen Ansprüche bzw. Standorte von Arten oder Pflanzengesellschaften in Relation zu Gradienten von jeweils zwei Umweltfaktoren (zweidimensionale Ordination, vgl. DIERSCHKE 1994: 246 ff). Grundsätzlich sind auch dreidimensionale Ordinationen darstellbar, aber graphisch schwieriger und weniger übersichtlich.

In Tab. 55 (S. 232) werden die naturnahen Biotop- typen des niedersächsischen Berglands (kollin bis sub- montan) in ihrer Abhängigkeit von Wasserversorgung und standörtlichen Besonderheiten (Vertikalachse) sowie Basenversorgung (Horizontalachse) dargestellt. Ob die nicht mit Biotoptypen versehenen Felder tat- sächlich für die Klassifikation der Wälder nicht rele- vant sind, kann nur induktiv aufgrund von Untersu- chungen im Gelände geklärt werden.

Tab. 56 (S. 232) zeigt ein Ökogramm der verschiede- nen Ausprägungen von Magerrasen und ungedüng- tem Feuchtgrünland. Dabei skaliert die Horizontal- achse die Basenversorgung, die Vertikalachse die Was- serversorgung. Diese beiden Faktoren erklären nicht alle Unterschiede von Biotoptypen, so dass in vielen Feldern mehrere Typen stehen. Die Wirkungen der natürlichen Standortfaktoren werden von Nutzungse- einflüssen überlagert, so dass die zugehörigen Vegeta- tionstypen nicht immer kongruent mit den abioti- schen Standorttypen sind.

Grundsatz 8: Jeder Biotop muss auf jeder Hierarchie- stufe der Klassifikation eindeutig einer Klasse bzw. einem Typ zuzuordnen sein. Methodische Hilfsmittel zur eindeutigen Festlegung und inhaltlichen Abgren- zung der Typen sind z. B. dichotome Bestimmungs- schlüssel oder Entscheidungsbäume.





**Abb. 15: Dendrogramm des mesophilen Grünlands (Typen nach v. DRACHENFELS 2004)**  
 < > = Kriterien der Klassifikation

Tab. 55: Ökogramm der naturnahen Waldtypen in der kollinen bis submontanen Stufe des südniedersächsischen Berglands. Biotopcodes nach v. DRACHENFELS (2004, vgl. Anh.)

trockener Felsschutt	–	–	–	WTS	–
sehr trocken, felsig	WPK	–	–	WTB	WTB g
trocken	WDB	WDB	WDB	WTB	WTB g
mäßig trocken	WLB t a	WLB t	WMB t	WMK t	WMK t g
frisch	WLB a	WLB r	WMB	WMK	WMK g
frischer Felsschutt	–	–	WSZ a	WSZ	WSZ g
mäßig feucht	WLB f a	WLB f	WMB f	WMK f	WMK f g
mäßig feucht: schattige Steilhänge	–	–	WSS	WSK	WSK g
feucht	WQB a/WLB f a	WQB/WLB f	WCA/WMB f	WCR/WMK f	
mäßig nass	WQN a	WQN/WNE a	WCN a /WNE	WCN/WNE r	
selten überflutete Flussaue	–	–	WHA	WHA r	
oft überflutete Flussaue	–	–	WWA, WWS	WWA, WWS	
feucht bis nass, Bachaue	–	WEB a	WEB	WEB r	
(wechsel-)nass	WQN a	WNE a	WNE	WNE r	
nass, quellig	WBA	WEQ a	WEQ	WEQ r	
sehr nass	WBA	WAT	WAR		
↑ Wasserversorgung, standörtliche Besonderheiten	stark sauer	mäßig sauer	mäßig basenreich	kalkreich	Gipsgestein
	← Basenversorgung →				

Anmerkungen:

- Ein Teil der Standortunterschiede kann bei dieser Klassifikation nur durch Zusatzmerkmale für ärmere (a), reichere (r), trockenere (t) und feuchtere (f) Ausprägungen sowie Gips (g) erfasst werden.
- Die Bachauen umfassen auch die Auen kleiner Flüsse.
- Die natürliche Rolle von Eichen-Mischwäldern (WQ, WC) auf feuchten bis nassen Standorten ist aus heutiger Sicht zweifelhaft. Daher werden jeweils meist zwei Typen aufgeführt.
- Biotoptypen, die in diesem Naturraum aktuell nicht vorkommen (bzw. von denen dem Verf. keine Vorkommen bekannt sind) sind durch „–“ gekennzeichnet.
- Feuchte Standorte im Bereich von Gipsvorkommen sind von Sedimenten bedeckt, daher nicht als spezifische Gipsbiotope eingestuft. Entsprechendes gilt für Bruchwälder in Kalkgebieten.

Tab. 56: Ökogramm der Biotoptypen der Magerrasen, des mageren und des salzbeeinflussten Grünlands in der planaren bis kollinen Stufe des niedersächsischen Binnenlands (ohne Großseggenriede, Landröhrichte, Ruderal- und Staudenfluren) Biotopcodes nach v. DRACHENFELS (2004, vgl. Anhang)

Wasserversorgung ↓	Magerrasen, mageres Grünland, Salzgrünland					
sehr trocken	RSS	RSS	RSR	RHB, RZP	–	RMH
trocken	RSZ	RSZ, RSF	RSR, RSF, RZS	RHT, RHS, RHP, RKT, RKS	–	RMH, RMF, RMO
mäßig trocken	RNT	RNT	RNT r, GMA	RHT, RHS, RHP, GMK	–	RMH, RMF, RMO
frisch	RNT	RNT, GMA	RNT r, GMA	GMK	–	–
mäßig feucht	RNF	RNF, GMF	GMF, GFP, GFB	GMF	NHG	–
sehr feucht	RNF	GNA	GNK, GNM, GNW, GNS	GNK	NHG	–
nass	RNF, GNW, NSA	GNW, GNM	GNW, GNM, GNS	GNM	NHN, NHS	–
morastig	NSA	NSM	NSK	NSK	NHN, NHS	–
Basenversorgung u. a. →	stark sauer	schwach sauer	neutral, mäßig basenreich	kalkreich	salzreich	schwermetallreich

Während Tab. 56 standortbedingte Abwandlungen eines einheitlichen Nutzungs- bzw. Strukturtyps (Grünland bzw. Grasflur) darstellt, zeigt das folgende Schema (Tab. 57) das **Biopotenzial** eines bestimmten Standorttyps in Abhängigkeit von Nutzungstypen bzw. Sukzessionsstadien (**Standortserie**). Der Standorttyp ist hinsichtlich der Bodenbildung weit gefasst; d. h. er schließt neben der Mullrendzina naturnaher

Waldstandorte auch Rohböden und andere anthropogene Abwandlungen (z. B. durch starke Düngung) ein (abgesehen von Straßen und anderen Bauwerken). Ziel ist, dass in jedem Feld mindestens ein Typ aufgeführt ist. Sofern derselbe Biotoptyp in verschiedenen Feldern eingetragen ist, muss geprüft werden, ob seine Aufteilung fachlich zweckmäßig ist.

Tab. 57: Biopotenzialschema, am Beispiel mäßig trockener Kalkstandorte

Sukzessionsstadien, Nutzungstypen		Standorttyp	
		mäßig trockener Kalkstandort in ebenem bis mäßig hängigem Gelände, kollin bis submontan	
Code	Gradient natürlicher Sukzessionsstadien	Pflanzengesellschaften ( <i>kursiv</i> nach RENNWALD 2000, sonstige Vegetationstypen)	Biotoptypen (v. DRACHENFELS 2004)
S0	vegetationsloser Boden	–	RGK
S1	niedrige, lückige Pioniervegetation	<i>Alyso-Sedion</i>	RZP
S2	Sukzessionsstadium aus Gräsern und Stauden	<i>Bromion erecti, Origanetalia vulgaris, Dauco-Melilotion</i>	RHP, UHT
S3	Gebüsch	<i>Prunetalia spinosae, Salicetum capreae</i>	BTK, BM, BRS
S4	Pionierwald	Birken-, Salweiden- oder Eschen-Pionierwald	WPB, WPE, WPW
S5	Übergangswald	(Buchen-)Ahorn-Eschen-Pionierwald	WPE
S6	Schlusswald (pnV)	<i>Hordelymo-Fagetum</i>	WMK
Nutzungsgradienten (Hemerobiegradienten)			
W1	naturnaher Hochwald (ähnlich S6)	<i>Hordelymo-Fagetum</i>	WMK
W2	Mittelwald, Niederwald, Hutewald	<i>Hordelymo-Fagetum Galio-Carpinetum</i>	WMK m, n, h WCK m, n, h
W3	sonstige Forste aus standortgerechten Baumarten (ähnlich S 4-5)	Edellaubholzbestand (Esche, Ahorn, Linde, Kirsche)	WXH
W4	Forste aus standortfremden Baumarten	Kiefernbestand, Lärchenbestand u. a.	WZK, WZN, WZL u. a.
W5	Waldlichtungsflur, Kahlschlag	<i>Atropion</i>	UWR
H1	Hecken und sonstige anthropogene Gehölze aus standortgerechten Arten (ähnlich S3)	<i>Prunetalia spinosae</i>	BTK, BTW, BM, HF, HN, HB, BE, HPG u. a.
H2	Hecken und sonstige anthropogene Gehölze aus standortfremden Arten	<i>Thuja</i> -Hecke, Obstbaumbestand, Weihnachtsbaumplantage u. a.	BRX, HFX, HX, HB, HO, HPF u. a.
B1	ältere, nicht/wenig eutrophierte Brache (ähnlich S2)	<i>Bromion erecti, Origanetalia vulgaris, Dauco-Melilotion</i>	RHP, RHS, UHT
B2	ältere, stark eutrophierte Brache	<i>Artemisietea vulgaris</i>	UH, UR
G1	ungedüngtes Extensivgrünland*	<i>Brometalia erecti</i>	RHT
G2	mäßig intensiv genutztes Grünland*	<i>Arrhenatheretalia</i>	GMK
G3	intensiv genutztes Dauergrünland*	<i>Arrhenatheretalia</i>	GIT
G4	Einsaatgrünland („Grasacker“)	z. B. Weidelgras-Einsaat	GA
A1	Extensivacker**	<i>Caucalidion platycarpae, Veronico-Euphorbion</i>	AK+
A2	Intensivacker**	–	AK
X1	anthropogener Rohboden mit junger Pioniervegetation (ähnlich S1)	<i>Alyso-Sedion</i> (u. a.)	RZP, RHP
X2	anthropogener Offenboden, z. B. Steinbruch in Betrieb (ähnlich S0)	–	RGK a

\* weitere Untergliederung: Wiese, Weide, junge Brache

\*\* weitere Untergliederung: Sommer-/Wintergetreide, andere Feldfrüchte, junge Brache

Je nach Standort müssen bei der Klassifikation verschiedene Abstufungen anthropogener Standortveränderungen und davon beeinflusster **Sukzessionsserien** berücksichtigt werden. Sukzessionsstadien entwässelter, eutrophierter Moorböden sind z. B. viel häufiger als typische Nasswiesen oder intakte Bruchwälder. Abb. 16 (S. 234) listet fiktive Beispiele von Vegetations-

typen eutropher Niedermoorstandorte auf und ordnet ihnen die Biotoptypen-Codes des „Kartierschlüssels für Biotoptypen in Niedersachsen“ (v. DRACHENFELS 2004) zu. Es wird deutlich, dass im mittleren Bereich möglicherweise eine Lücke in der Klassifikation besteht, sofern es hochstaudenreiche Brachestadien gibt, die weder nass (NSS), noch eutrophiert (UHF) sind.

Sekundäre Sukzession auf nährstoffreichem Niedermoor, ausgehend von einer extensiv genutzten Nasswiese										
	Grünland		frühes Brachestadium		fortgeschrittene Brache aus krautigen Arten		Gebüsch		Wald	
	Vegetation	Biotop-typ	Vegetation	Biotop-typ	Vegetation	Biotop-typ	Vegetation	Biotop-typ	Vegetation	Biotop-typ
Nutzungsintensivierung, Entwässerung	seggenreiche Sumpfdotterblumenwiese, Mahdnutzung	GNR m	seggenreiche Sumpfdotterblumenwiese, frühes Brachestadium	GNR b	Sumpfseggen-Ried	NSG	Sumpfseggen-Grauweiden-gebüsch	BNR	Sumpfseggen-Erlenbruch-wald	WAR
	kennarten-arme Sumpfdotterblumenwiese, Mahdnutzung	GFS m	Sumpfdotterblumenwiese, frühes Brachestadium	GNR b	Hochstauden-flur nasser Standorte (z. B. mit Mädesüß)	NSS	Grauweiden-gebüsch	BFR	Traubenkir-schen-Erlen-wald mit Übergängen zum Erlen-bruch	WET (WAR)
	Wiesenfuchs-schwanz-Wiese mit Kuckucks-Lichtnelke, Mähweide	GMF mw	Wiesenfuchs-schwanz-Wiese mit Kuckucks-Lichtnelke, frühes Brachestadium	GMF b	Gras- und Staudenflur feuchter Standorte	NSS? UHF?	Grauweiden-gebüsch	BFR	Traubenkir-schen-Erlen-wald	WET
	artenarme Wiesenfuchs-schwanz-Wiese, mehrschürig	GIN m	artenarme Wiesenfuchs-schwanz-Wiese, frühes Brachestadium	GIN b	halbruderale Gras- und Staudenflur (aus Feuchte- und Nähr-stoffzeigern)	UHF	Brennessel-Grauweiden-gebüsch	BFR	Brennessel-Erlenwald	WU
	Weidelgras-Einsaat, mehrschürig	GA m	Brachwiese mit Dominanz von Weidel-gras	GA b	Brache aus Quecke, Brennessel, Acker-Kratz-distel	UHF	Gebüsch aus Weiden, Brombeeren, jungen Erlen	BRS	Brombeer-Erlenwald	WU
	Maisacker auf vererdetem Niedermoor	AM m	junge Acker-brache mit Ackerbegleit-flora	AM b	Brache aus Quecke, Brennessel, Acker-Kratz-distel	UHF	Gebüsch aus Weiden, Holunder, jungen Birken	BRS	Brombeer-Birken-Pionierwald	WPB
	Nutzungsaufgabe (Brache)									

Abb. 16: Sukzessionsschema für eutrophe Niedermoorstandorte (Biototypen nach v. DRACHENFELS 2004)

Derartige Übersichten entsprechen dem Konzept des „Biotopentwicklungspotenzials“ (z. B. v. HAAREN et al. 1993, v. HAAREN 2004) und können u. a. für Biotop-schutzkonzepte eingesetzt werden (z. B. v. DRACHEN-FELS 1990). Hier wird der Begriff „**Biotoppotenzial**“ verwendet, da bei der Biotopkartierung – anders als bei den darauf aufbauenden Planungen – zunächst nicht das Entwicklungspotenzial, sondern die tatsäch-lich vorhandenen Biotope Gegenstand der Analyse sind. Es geht somit um die im Untersuchungsgebiet potenziell vorhandenen bzw. zu erwartenden Biotop-typen. Solche Schemata dienen nicht nur einer syste-matischen, objektiven Klassifikation, sondern können auch den Kartierern bei der Vorbereitung ihrer Arbeit helfen. Sie zeigen auf, mit welchen Biotoptypen auf den im Kartierungsgebiet vorkommenden Standorten grundsätzlich zu rechnen ist, und können so den kriti-schen Blick für die Besonderheiten schärfen (vgl. auch v. HAAREN 2004: 210).

Auf der Grundlage von Ökogrammen, Sukzessions- und Biotoppotenzialschemata kann das Grundgerüst einer vollständigen Biotopklassifikation aufgebaut werden. Dieser deduktive Ansatz muss mit der **induk-tiven Einordnung realer Biotope** kombiniert werden, um Besonderheiten oder „untypische“ Ausprägungen berücksichtigen, nicht vorkommende Biotoptypen aus-schließen sowie in der Praxis nicht unterscheidbare Einheiten sinnvoll zusammenfassen zu können. Wie bereits in Kapitel 2.1 angesprochen wurde, kann eine vollständige Klassifikation nur durch die **Kombination von deduktiven und induktiven Verfahren** erzielt wer-den.

Das deduktive Verfahren der Biotopklassifikation geht von den im Bearbeitungsgebiet zu erwartenden Standort- und Nutzungstypen sowie den in der Litera-tur beschriebenen Pflanzengesellschaften aus. Auf die-se Weise kann eine logische Grundstruktur der Klassifi-kation erstellt werden.

Die induktive Methode setzt repräsentative Daten zu allen Standort- und Nutzungstypen sowie ihrer Vegetation im Untersuchungsgebiet voraus. Dazu gehören auch detaillierte Kenntnisse über Sukzessi-onsabläufe in Abhängigkeit von Verbrachung, Entwäs-serung, Eutrophierung, Nutzungsintensivierung und -extensivierung sowie von anderen Ursachen für Vege-tationsveränderungen; denn in der realen Landschaft nehmen intermediäre Übergangsstadien als Moment-aufnahmen laufender Veränderungsprozesse in vielen Landschaftsräumen einen sehr viel größeren Flächen-an-teil ein als idealtypische Pflanzengesellschaften (die sich vielfach erst nach langfristig konstanten Standort- und Nutzungsverhältnissen ausbilden). Nur aufgrund von Kenntnissen über reale Biotope kann sicherge-stellt werden, dass die Klassifikation die Realität ange-messen abbildet. Ausschließlich deduktiv erstellte Bio-topklassifikationen sind zwangsläufig zu sehr an ideal-typischen Ausprägungen orientiert. Daher war es unvermeidlich, dass die Klassifikationen der ersten Biotopkartierungen noch sehr grob gefasst waren und dass viele Biotope nur schwer zuzuordnen waren.

Die Felder, die in den Beispielen mit Biotoptypen-Codes ausgefüllt wurden, müssen jeweils durch die maßgeblichen Parameter bzw. Indikatoren (z. B. ökolo-gische Artengruppen) gekennzeichnet werden, anhand derer die betreffenden Merkmalskombinationen (Standorte, Sukzessionsstadien, Nutzungstypen u. a.) im Rahmen von Biotopkartierungen erfassbar sind.

Die Zusammenschau der Ergebnisse aller Standortty-pen zeigt, dass sich bestimmte Sukzessionsstadien oder nutzungsbedingte Ersatzgesellschaften der Vege-tation bei verschiedenen Standorten nicht deutlich unterscheiden. Diese können dann standortübergrei-fend zu einem Typ zusammengefasst werden.

Aufgrund der beschriebenen Pflanzengesellschaften und der Erfahrungen aus der Biotopkartierung in Nie-dersachsen können folgende Grundsätze festgehalten werden:

- Je extremer die Standorte, umso stärker unterschei-den sich alle Biotoptypen der zugehörigen Serien von denen anderer Standorte.
- Bei weniger extremen Standorten ergeben sich die stärksten Differenzierungen vielfach bei extensiv genutzten Wiesen und Weiden (inkl. Heiden und Magerrasen). Hier führen schon geringe Standort-abweichungen zu deutlich verschiedenen Biozöno-sen.
- Waldvegetation wirkt durch die Eigenschaften des humosen Waldbodens und des Waldinnenklimas in gewissem Umfang ausgleichend auf graduelle Standortunterschiede. Daher ist die standortbeding-te Zahl der Biotoptypen geringer als beim Grün-land. Dafür ergeben sich durch forstlich bedingte Veränderungen der Baumartendominanz Verände-rungen der Biozönosen und somit zusätzliche Typen.
- Mittlere Standorte lassen eine größere Zahl von Nutzungen zu, so dass die Zahl der Typen pro Standort potenziell größer als bei Extremstandorten ist.
- Intensivere Nutzungsformen wirken stark nivellie-rend auf die natürlichen Standortunterschiede. Ihre Differenzierung in verschiedene standortbezogene Biotoptypen ist weniger im Hinblick auf die aktuel-le Habitatfunktion als wegen unterschiedlicher Ent-wicklungspotenziale wichtig. Mit welchem Differen-zierungsgrad Standortunterschiede bei der Typisie-rung von Biotopen ohne besondere Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz zu berücksichtigen sind, hängt vom Zweck der Kartierung ab.

Für Standort-, Vegetations- und Nutzungstypen, denen nach vorliegenden Kenntnissen keine spezifi-schen, eindeutig definier- und erkennbaren Biotopty-pen zugeordnet werden können, müssen „Auffangkate-gorien“ (SIMONS 1982) für „sonstige“ Ausprägun-gen vorgesehen werden. Besonders heterogen sind z. B. die Vegetationsausprägungen auf mittelalten, meist eutrophierten Brachflächen, oft mit vielfältigen Störungen. Für diese hat sich in Niedersachsen z. B. der Typ der „halbruderalen Gras- und Staudenflur“ bewährt. Je größer die Kenntnisdefizite über die Aus-stattung des Bearbeitungsgebietes sind, umso weiter müssen die Einheiten für „sonstige“ Ausprägungen gefasst werden.

**Grundsatz 9:** Biotopklassifikationen sind auf Voll-ständigkeit auszurichten, damit jeder Biotop des Bearbeitungsgebietes zugeordnet werden kann. Das erfordert die Kombination von deduktiven und induktiven Methoden. Neben gut gekennzeichneten Typen müssen auch Einheiten für „sonstige“ Ausprä-gungen vorgesehen werden.

Bei der Kartierung kleinerer Gebiete kann eine genauere Differenzierung von Biotoptypen zweckmäßig sein, um örtliche Besonderheiten darstellen zu können. WIEGLEB et al. (2002) fordern, dass Kartierschlüssel erweiterbar sein müssen. Im Prinzip kann jede Klassifikation durch Anfügen einer weiteren Hierarchiestufe erweitert werden. Es ist von Vorteil, wenn Kartierschlüssel die Regeln dazu vorgeben und die betreffenden Datenbanken für die Eingabe zusätzlicher Typen vorbereitet sind. Auf jeden Fall ist sicherzustellen, dass zusätzliche Typen nicht neben die vorgegebenen gestellt, sondern als Untertypen in die Hierarchie eingefügt werden.

Grundsatz 10: Biotopklassifikationen für größere Gebiete (z.B. Länder) sollen die Erweiterung um (zumindest) eine weitere Hierarchiestufe vorsehen, damit auch lokale Besonderheiten typisiert und in die vorgegebene Klassifikation eingeordnet werden können.

Abschließend ist noch einmal festzuhalten, dass eine Biotopklassifikation einen möglichst logischen, formal durchgängigen Aufbau haben sollte. Dabei muss aber immer beachtet werden, dass sie übersichtlich und nicht zu kompliziert ist. Bei jedem theoretisch aufgrund von bestimmten Merkmalen des Standorts, der Nutzung oder der Vegetation definierbaren Typ ist zu fragen, ob er hinreichend sicher anzusprechen ist und ob er für die üblichen Fragestellungen von Naturschutz und Landschaftsplanung notwendig ist (oder besser mit ähnlichen Ausprägungen zusammengefasst wird). Daher ist der Forderung von FRIESE et al. (1973: 43) zuzustimmen, dass „die Praktikabilität [...] immer vor der Anwendung streng formaler, einheitlich durchgehender Gesichtspunkte“ stehen sollte (s. auch Abschnitt 7.1.4).

### 7.1.2 Fachliche Anforderungen von Naturschutz und Landschaftsplanung

Keine Klassifikation ist für alle Zwecke gleichermaßen geeignet. Gegenstand dieser Arbeit ist der Biotoptyp als **Erfassungs-, Bewertungs- und Planungseinheit** von Naturschutz und Landschaftsplanung. Voraussetzung für Bewertung und Planung ist, dass die Biotoptypen erfasst (kartiert) werden. Daher ist die Klassifikation von Biotoptypen insbesondere auf die Möglichkeiten der Biotopkartierung auszurichten (s. 7.1.4). Gleichermaßen müssen die Biotoptypen aber dergestalt klassifiziert sein, dass sie für Bewertungen auf der Typusebene und darauf aufbauende Planungen geeignet sind.

Ausgehend von den Grundbegriffen der Klassifikation (s. 2.1.1) ist ein derartiges anwendungsbezogenes System tendenziell eher „künstlich“ und „effektiv“ als „natürlich“ und „genetisch“. Es geht nicht vorrangig darum, dass die Klassen nach dem Prinzip einer möglichst weitgehenden Übereinstimmung aller Merkmale gebildet werden, sondern dass sie hinsichtlich der für den Anwendungszweck maßgeblichen Merkmale in sich homogen sind. Da aber auch die Ursachen von Unterschieden und Übereinstimmungen für Bewertung und Planung bedeutsam sind, ist im Sinne von KLIJN (1994) zu fordern, dass die Klassifikation so weit

wie möglich auch genetisch (also ursachenorientiert) ausgerichtet ist.

Wie in Kapitel 5 am Beispiel von Niedersachsen dargelegt wurde, lag der Ursprung der Biotopkartierung in der selektiven Erfassung besonders schutzwürdiger Bereiche, die entweder schon als Schutzgebiete ausgewiesen oder zur Ausweisung geeignet waren. Somit ist die erste fachliche Anforderung, die eine Biotopklassifikation erfüllen muss, dass sie diejenigen Biotoptypen, die eine besondere **Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz** haben, systematisch herausarbeitet. Dabei steht – gemäß der Bedeutung des Begriffs Biotop – die Funktion als Lebensraum von Lebensgemeinschaften bzw. auch von bestimmten Arten oder Artengruppen im Mittelpunkt. Die Eigenschaft „schutzwürdig“ ist mit bestimmten Bewertungskriterien verknüpft, insbesondere Naturnähe und Gefährdung (s. u.).

Biotopkartierungen für Landschafts- und Landschaftsrahmenpläne sollen darüber hinaus flächendeckend für den gesamten Planungsraum (Gemeinde, Landkreis) zielorientierte Informationen über **alle** vorkommenden Biotope liefern, einschließlich der besiedelten Bereiche (vgl. KIRSCH-STRACKE & REICH in v. HAAREN 2004). Sie sind – zusammen mit weiteren, gesondert erhobenen Daten – Basis für die flächendeckende Analyse und Bewertung der Schutzgüter sowie für die darauf aufbauende Planung (s. 4.4). Entsprechendes gilt auch für Biotopkartierungen im Rahmen von Eingriffsvorhaben sowie für Pflege- und Entwicklungspläne, die das jeweilige Projektgebiet vollständig erfassen müssen. Die planerischen Anforderungen bedingen, dass auch Biotope mit geringer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz bzw. mit geringen Unterschieden der aktuellen Biozönose bzw. Vegetation so weit differenziert werden sollten, wie dies für die Bestimmung bewertungs- und planungsrelevanter Eigenschaften oder Potenziale notwendig ist. Während bei der selektiven Erfassung besonders schutzwürdiger Biotoptypen ihre aktuelle Biozönose von vorrangiger Bedeutung für die Klassifikation ist, steht bei Lebensräumen mit (meist) nutzungsbedingt artenarmen bzw. ubiquitären Biozönosen (z.B. intensiv genutzte Äcker und Grünlandflächen, Forste aus standortfremden Baumarten) das standortbezogene Biotopotenzial (also die grundsätzliche Eignung zur Entwicklung von Biotopen) im Vordergrund.

In diesem Zusammenhang sind auch das Alter und die Art der Entstehung von Biotopen von Bedeutung (s. 4.2).

In Kapitel 4 wurde dargelegt, dass auf der Typusebene insbesondere folgende Bewertungskriterien von Bedeutung sind:

- Naturnähe bzw. Hemerobie
- Empfindlichkeit gegen Belastungen
- Regenerationsfähigkeit
- Gefährdung (inkl. Seltenheit)

Damit Biotoptypen sinnvoll zu bewerten sind, müssen sie hinsichtlich ihrer für diese Bewertungskriterien maßgeblichen Eigenschaften in sich möglichst homogen sein. Das bedeutet im Idealfall, dass alle Biotope, die einem Typ zuzuordnen sind, gleichwertig sind. Tatsächlich ergeben sich aber auch innerhalb eines Typs mehr oder weniger große Abweichungen in Abhängigkeit von der konkreten Ausprägung. Diese sind Gegenstand von Bewertungen auf der Objektebene.

Als Referenz für objektbezogene Bewertungen der Ausprägung (Diversität, Vollständigkeit, Erhaltungszustand) ist die Beschreibung von Optimal- und Minimalausprägungen bei jedem entsprechend bedeutsamen (schutzwürdigen) Typ erforderlich (s. 7.1.7).

Grundsatz 11: Biotope, die sich aus Sicht von Naturschutz und Landschaftsplanung hinsichtlich bewertungsrelevanter Eigenschaften erheblich unterscheiden, sind gesonderten Typen zuzuweisen. Ein Biototyp sollte v. a. hinsichtlich der Bewertungskriterien Naturnähe, Empfindlichkeit, Regenerationsfähigkeit und Gefährdung homogen sein.

### 7.1.3 Rechtliche Vorgaben

Die Naturschutzgesetze des Bundes und der Länder enthalten diverse Vorgaben für den Biotopschutz (s. 1.2). Für die Typisierung von Biotopen sind derzeit vorrangig zwei rechtliche Vorgaben bedeutsam:

- der gesetzliche Biotopschutz gemäß § 30 BNatSchG und nach den entsprechenden Vorschriften in den Ländergesetzen (z. B. § 28a, b NNatG),
- die Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie.

Hier werden Biototypen (i. w. S.) vorgegeben, die bei anwendungsbezogenen Biotopklassifikationen und -definitionen berücksichtigt werden müssen.

Wie die Analysen in den Abschnitten 5.5, 6.3.3 und 6.4.7 zeigen, sind die in den Naturschutzgesetzen sowie in der FFH-Richtlinie vorgegebenen Typen aber methodisch problematisch. Es ergeben sich u. a. folgende Schwierigkeiten:

- heterogene Typisierungskriterien (Biototypen, Komplextypen, Vegetationstypen, Geototypen u. a.)
- Überschneidungen zwischen verschiedenen Einheiten
- eine große Bandbreite von sehr weit gefassten Komplexen bis hin zu sehr speziellen Typen (v. a. in der FFH-Richtlinie)
- ungenaue Definitionen, die z. T. im Widerspruch zu den Bezeichnungen der Typen stehen

Daher – und im Hinblick auf jederzeit mögliche Änderungen dieser Vorgaben – ist es nicht zweckmäßig, Biotopklassifikationen zu eng an diesen Vorgaben auszurichten (vgl. 6.6.1), sondern sie vorrangig aufgrund naturschutzfachlicher, langfristig tragfähiger Kriterien aufzubauen (s. 7.1.1, 7.1.2). Grundsätzlich gilt, dass Klassifikationen nicht eng auf bestimmte Vorgaben oder einzelne Ziele auszurichten sind, weil sie sonst bei deren Änderung unbrauchbar werden.

Gleichwohl muss aber die Referenz zu den in den Naturschutzgesetzen und in der FFH-Richtlinie vorgegebenen Typen gewährleistet sein. Bei jedem Biototyp muss die Frage nach der Zugehörigkeit zu einem gesetzlich geschützten Biototyp und zu einem FFH-Lebensraumtyp möglichst eindeutig mit ja oder nein beantwortet werden können. Ggf. müssen bestimmte Zusatzmerkmale oder Überlagerungseinheiten festgelegt und codiert werden, die innerhalb eines weiter gefassten Biototyps die gesetzlich geschützten oder

FFH-Lebensraumtypen entsprechenden Ausprägungen eindeutig kennzeichnen.

Biototypen sind vorrangig naturwissenschaftliche Kategorien, für die landschafts- und bioökologische Parameter maßgeblich sind. Gleichzeitig sind sie aber auch Bewertungs-, Planungs- und Umsetzungseinheiten von Naturschutz und Landschaftsplanung (s. 7.1.2). Wie u. a. in Kapitel 4.4 dargelegt wurde, können und sollten Biotopkartierungen auch Daten zu weiteren aus den Naturschutzgesetzen abzuleitenden Schutzgütern liefern. Daher sollten auch die Begriffe aus § 1 des BNatSchG wie „Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes“, „Regenerationsfähigkeit“, „Vielfalt, Eigenart und Schönheit“ und „historisch gewachsene Kulturlandschaften“ bei der Klassifikation beachtet werden.

Neben Gesetzen und EU-Richtlinien können auch andere rechtliche Vorgaben für die Typisierung von Biotopen bzw. Landschaftselementen relevant sein. Ein Beispiel ist die Verordnung des Landschaftsschutzgebietes „Unteres Eichsfeld“ im Landkreis Göttingen (LANDKREIS GÖTTINGEN 2005). Danach dürfen u. a. Ackerterrassen, Tilken (kleine Erosionsschluchten mittelalterlichen Ursprungs) und Wölbäcker nicht beseitigt werden. Da diese anthropogenen Geländestrukturen der historischen Kulturlandschaft mit verschiedenen Biototypen korreliert sind (z. B. Hecken an Terrassenkanten) und auch ökologisch relevante Merkmale (z. B. feucht-kühle Schluchten) aufweisen, wäre es sinnvoll, sie bei einer Biotopkartierung in Form von Zusatzmerkmalen oder Überlagerungseinheiten zu berücksichtigen.

Grundsatz 12: Biototypen müssen eine eindeutige Relation zu den Vorgaben des gesetzlichen Biotop-schutzes und der FFH-Richtlinie haben. Zusätzlich sollten weitere rechtliche Vorgaben mit Lebensraumbezug bei der Typisierung berücksichtigt werden (z. B. Schutz von Elementen historischer Kulturlandschaften)

### 7.1.4 Anforderungen aus der Kartierungspraxis

#### 7.1.4.1 Eignung als Erfassungseinheiten von Biotopkartierungen

Biototypen sind vorrangig als Erfassungseinheiten von Biotopkartierungen zu konzipieren. Diese werden i. d. R. aufgrund knapper Zeit- und/oder Honorarbudgets unter mehr oder weniger starkem Zeitdruck durchgeführt. Unabhängig davon ist die Biotopkartierung aber grundsätzlich eine pragmatische Methode, um in möglichst kurzer Zeit auswertbare Daten zu Lebensräumen zu erheben. Eine günstige Relation von Aufwand und Nutzen ist Merkmal erfolgreicher Biotopkartierungsverfahren.

Eine Klassifikation von Biotopen kann daher nicht losgelöst von der Frage erstellt werden, wie die festgelegten Typen erfasst werden sollen. Je differenzierter die Klassifikation ist, desto genauer sind die Ergebnisse auf der Typusebene, umso höher ist aber auch der Aufwand für die Kartierung. Mit zunehmender Typenzahl müssen nicht nur mehr Flächen gegeneinander abgegrenzt, sondern grundsätzlich auch

mehr bzw. genauer differenzierte Merkmale erhoben werden. Es ist ein zentrales Ziel der Biotoptypisierung, die unübersehbare Vielfalt an realen Biotopen zu einer handhabbaren Zahl von Biotoptypen zu aggregieren. Daher können logischerweise nicht alle unterscheidbaren Ausprägungen von Biotopen eigene Typen bilden. Wenn der Grad der Differenzierung zu groß ist, wird die Klassifikation unübersichtlich und für Kartierungszwecke kaum noch praktikabel. Daher bedarf es der Festlegung, welche im Einzelfall wichtigen Merkmale bzw. weiteren Differenzierungen Teil der Typologie sind und welche lediglich auf der Objektebene (ggf. fakultativ) zu erfassen sind (s. 7.2).

Damit Biotoptypen als Erfassungseinheit von Biotoptkartierungen geeignet sind, müssen sie mit den bei Biotoptkartierungen üblichen Erfassungsmethoden, die im Wesentlichen auf physiognomischen Merkmalen und Indikatorarten (v. a. Pflanzenarten) ausgerichtet sind, gut erkenn- und abgrenzbar sein. Sie müssen daher neben „*classification characteristics*“, auch „*mapping (or diagnostic) characteristics*“ (KLIJN 1994, s. 2.1, 3.5) aufweisen, die in Kartieranleitungen aufzuführen sind (s. 7.1.7).

**Grundsatz 13:** Biotoptypen müssen mit den bei Biotoptkartierungen üblichen Erfassungsmethoden möglichst zweifelsfrei erkenn- und abgrenzbar sein.

Vorrangig maßgeblich sind dabei die Möglichkeiten der Geländearbeit, die nicht vollständig durch Methoden der Luftbildinterpretation zu ersetzen ist (s. 7.1.4.2). Vorauszusetzen ist, dass die Kartierer landschaftsökologisch und vegetationskundlich ausgebildet sind (s. 7.1.4.4).

#### 7.1.4.2 Möglichkeiten der Fernerkundung (Interpretation von Luftbildern)

Biotoptkartierungen sind heute i. d. R. mit der Auswertung von Fernerkundungsdaten verknüpft bzw. sollten dies grundsätzlich sein. Ohne Zuhilfenahme von (möglichst aktuellen) Luftbildern sind exakte Abgrenzungen und eine annähernd vollständige Erfassung aller wichtigen Biotope mit vertretbarem Zeitaufwand nicht möglich. Aus diesem Grund ist es hilfreich, wenn die Erkennbarkeit von Biotopeigenschaften im Luft- oder hochauflösenden Satellitenbild bei der Klassifikation berücksichtigt wird. Das ermöglicht eine sinnvolle Vorklassifizierung von Luftbildern mit Einheiten von höheren Hierarchieebenen der Kartierschlüssel und eine gezielte Konzentration der Geländearbeiten auf Teilflächen des Bearbeitungsgebiets (vgl. z. B. SÖLLNER in BARSCH et al. 2000: 130).

Verfahren und Möglichkeiten der Interpretation von Satelliten- und Luftbildern sind nicht Gegenstand dieser Arbeit. Von Interesse ist hier nur, welche Relevanz die Fernerkundung für die Typisierung und Klassifikation von Biotopen hat oder haben sollte.

Stand der Technik ist heute die Verwendung digitaler, hochauflösender Orthofotos. Das technische Optimum (aber noch nicht Standard) sind derzeit (mit 3D-Bildschirmen und Spezialbrillen) stereoskopisch auswertbare digitale CIR-Orthofotos. Die stereoskopische Betrachtung (digital auf der Grundlage eines Gelände-modells oder früher mit analogen Spiegelstereoskopen)

hat den Vorteil, dass schon geringe Höhenunterschiede erkennbar sind, was z. B. die Kartierung von Dünen oder unterschiedlichen Altersstadien von Wäldern sehr erleichtert. Von zunehmender Bedeutung sind die Verwendung digitaler HRSC-Flugzeugscannerdaten (vgl. LESER 2003) und die Identifizierung von Objekten in multispektralen Aufnahmen anhand ihrer Reflexionspektren (z. B. durch abbildende Spektroskopie, vgl. ZIMMERMANN et al. 2008).

Unabhängig von den technischen Details basiert die Interpretation von Luftbildern zur Ableitung von Biotoptypen auf folgenden Merkmalen (BIERHALS 1988, AK LANDSCHAFTSERKUNDUNG 2002, BEIERKUHLEIN 2007):

- Farbe (Reflexionswerte): Farbton, Farbintensität, Helligkeit
- Struktur und Textur: Flächenformen und -größen, Musterung (Textur) von Flächen, Schattenwürfe, Höhe von Objekten (in der 3D-Betrachtung) u. a.
- Lagebeziehungen (z. B. Lage zwischen Gebäuden oder am Ufer eines Sees)

Hinzu kommen Grundkenntnisse über das jeweilige Kartierungsgebiet bzw. die Auswertung zusätzlicher Geodaten, die bestimmte Biotoptypen erwarten lassen und andere ausschließen (z. B. Kenntnisse über die Geologie eines Gebietes, natürliche Verbreitung bestimmter Baumarten).

Primäre Merkmale sind somit die aus der Luft sichtbaren Farben und Strukturen der Bodenbedeckung („*land cover*“). Diese sind abhängig von folgenden Elementen:

- Dominante Pflanzen: Die Farbe bzw. Lichtreflexion der Blätter (ggf. auch der Triebe oder Blütenstände) sowie die Wuchsformen der vorherrschenden Pflanzenarten sind diejenigen Eigenschaften, die das Bild vegetationsbedeckter Flächen maßgeblich bestimmen. Ein entscheidendes Problem ist dabei, dass sich die Erscheinung der Pflanzen in Abhängigkeiten von Jahreszeiten und Witterungsverläufen mehr oder weniger stark verändert. Je nach Erfahrung der Luftbildinterpretation und Qualität der Bilder erlauben Farbe und Strukturen der Vegetation Aussagen über Pflanzengattungen oder sogar -arten (insbesondere bei Bäumen) oder nur über bestimmte Vegetationsformationen (Wald, Gebüsch, krautige Vegetation etc.).
- Standortmerkmale, abiotische Strukturen: Besonders beim Grünland und ähnlichen Vegetationsformen zeigen sich Hinweise auf nährstoffreiche und -arme, nasse und trockene Standorte, allerdings mit starker Abhängigkeit von der Jahreszeit und vom Witterungsverlauf. Gut erkennbar sind abiotische Strukturen wie Gewässer im Offenland und unbewachsene Rohböden oder anthropogene Strukturen wie Begradigung von Fließgewässern, Verkehrswege, Bootsstege, Gebäude.
- Nutzungsmerkmale: Überwiegend zuverlässig zu identifizieren sind Nutzungen wie z. B. Ackerbau, intensive Beweidung, Bodenabbau, schlagweise Bewirtschaftung von Wäldern, Badenutzung von Stränden, Verkehr.

Luftbilder können in verschiedener Art und Weise für die Kartierung genutzt werden (vgl. auch BIERHALS 1988):



- 1) Als Kartierunterlage im Gelände und für die spätere Feinabgrenzung im Büro (ohne vorhergehende Interpretation): Diese Methode kommt nur bei Kartierungen in Betracht, bei denen alle relevanten Flächen vollflächig im Gelände untersucht werden.
- 2) Zur Abgrenzung von homogenen Flächen als Vorgabe für die Kartierung: Abgrenzung sich unterscheidender Bereiche, die Zuordnung der Biotoptypen erfolgt im Gelände.
- 3) Zur flächendeckenden Interpretation der (grob klassifizierten) Biotoptypen ohne besondere Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz und zur Vorklassifikation der im Gelände genauer zu untersuchenden Bereiche.
- 4) Zur flächendeckenden, visuellen oder automatisierten Interpretation aller Biotoptypen, wobei sich die Geländearbeiten auf Stichproben zur Eichung der Interpretation und Klärung einzelner Zweifelsfälle beschränken.

Bei den Fällen 1 und 2 muss die Klassifikation keine Rücksicht auf die Interpretationsmöglichkeiten von Luftbildern nehmen, da die Luftbilder lediglich zur Unterstützung der Geländearbeit dienen.

Bei Fall 4 muss sie vollständig auf die Aussagefähigkeit von Luftbildern ausgerichtet sein. Diese Alternative ist allerdings bei Kartierungen für Naturschutz und Landschaftsplanung alleine nicht ausreichend, da entscheidende Qualitäten der meisten Biotope nur bei systematischer Geländearbeit erfassbar sind. Lediglich bei Bearbeitungsgebieten mit eng begrenztem Typenspektrum (z. B. Salzwiesen, Hochmoore) kann die Luftbildinterpretation in Verbindung mit einer ausreichenden Zahl von Stichproben im Gelände („*ground truth*“) zu relativ zuverlässigen Ergebnissen führen.

Fall 3 entspricht der vorherrschenden und grundsätzlich zu empfehlenden Vorgehensweise bei flächendeckenden Biotopkartierungen. Dafür ist es von Vorteil, wenn alle Biotoptypen ohne besondere Wertigkeit für den Naturschutz, die nicht im Gelände zu untersuchen sind, so weit wie möglich nach Merkmalen klassifiziert werden, die im Luftbild unmittelbar sichtbar bzw. in Verbindung mit der Auswertung topographischer und thematischer Karten (v. a. Geologie, Böden) daraus zuverlässig ableitbar sind. Bei allen näher zu untersuchenden Biotoptypen ist eine Hierarchie zweckmäßig, die Obereinheiten nach Luftbild zuordnen lässt und nur für die eigentlichen Biotoptypen Geländearbeit erfordert. Das bedeutet:

- Wälder: Klassifikation der Obereinheiten vorrangig nach dominanten Baumarten, nicht oder nur teilweise nach Standorten (insbesondere Extremstandorte, die aus allgemein verfügbaren Standortdaten ableitbar sind wie Auen, Moore, Steilhänge)
- Gehölze: Gliederung nach Strukturen wie Baumreihen, Gebüsche
- Gewässer: Klassifikation der Obereinheiten nach Form (flächiges Stillgewässer oder Wasserlauf), Größe (Breite, Fläche) und Naturnähe der Struktur
- Grünland, Magerrasen: Bei günstigem Befliegungszeitpunkt können tendenziell unterschieden werden: trocken-mageres Grünland, nasses Grünland, Grünland mittlerer Standorte. Die Zuordnung bestimmter Grünland- oder Magerrasentypen ist nur im Gelände möglich.
- Moore: Orientierung an Vegetations- und Nutzungsstrukturen (z. B. Bult-Schlenken-Mosaik,

- Zwergstrauch-, Gras- und Gehölzstadien, Torfstiche)
- Gesteins- und Offenbodenbiotope: Abtrennung von anderen Typen aufgrund geringer Vegetationsdeckung, Zuordnung von Gesteinsarten in Verbindung mit geologischen Karten
- Siedlung und Verkehrswege: Ausrichtung auf gut sichtbare Struktur- und Nutzungsmerkmale (z. B. Anordnung und Form von Gebäuden, Straßenverkehr, Bahnverkehr, Deponien, Kläranlagen, Sportanlagen etc.)

Es bedarf allerdings der Abwägung, wie stark die Klassifikation bei naturschutzrelevanten Biotoptypen auf die Möglichkeiten der Luftbildinterpretation ausgerichtet werden sollte. Am Beispiel des Schlüssels von Rheinland-Pfalz (6.6.6) wurde gezeigt, welche Nachteile die konsequente Verwendung dominanter Baumarten als vorrangiges Klassifikationskriterium hat. Es ergeben sich zusätzliche Hierarchiestufen und Typen, die inhaltlich eigentlich überflüssig wären.

Bei mehreren Alternativen für die Klassifikation mittlerer und oberer Hierarchiestufen sollten aber diejenigen den Vorzug erhalten, die Luftbildkompatibel sind. So ist eine Obergruppe „Buchenwälder“ sinnvoller als eine Obergruppe „Wälder auf Kalk“ (die auch sinnvoll wäre, wenn flächendeckend genaue Standortkarten zur Verfügung stünden, was aber bis heute nicht der Fall ist).

Da in Deutschland für Naturschutz und Landschaftsplanung jetzt und künftig eigentlich kein Bedarf für grob klassifizierte Übersichtsdarstellungen mehr besteht (anders als z. B. nach der Wiedervereinigung in den neuen Bundesländern), wird nicht die Notwendigkeit gesehen, spezifisch auf die Möglichkeiten der Fernerkundung zugeschnittene Schlüssel zu verfassen. Der Forderung von WIEGLEB et al. (2002: 307), dass eine Methodik der Biotoptypenkartierung mittels Satellitenbilddaten zu entwickeln sei, kann von daher nicht uneingeschränkt zugestimmt werden. Diese Autoren schreiben selbst (S. 308): „Vorhandene aktuelle Fernerkundungsdaten sind als Grundlage für eine Biotoptypenkartierung heranzuziehen. Sie können jedoch nur als Vorbereitung und Ergänzung dienen und eine zielgerichtete Geländebegehung nicht ersetzen“. Es ist notwendig, die sich fortlaufend verbessernden technischen Möglichkeiten zu nutzen, um auf möglichst effiziente Weise technisch optimale und aktuelle Kartierunterlagen bereitzustellen. Sofern dazu künftig Satellitenbilder ähnlich geeignet sind wie Orthofotos aus Flugzeugbefliegungen, sollten sie ebenfalls genutzt werden, insbesondere wenn sie kostengünstig sind und in geringeren Zeitabständen aktualisiert werden. Die Bilder von „Google Earth“ werden bereits in der täglichen Arbeit der Naturschutzverwaltung genutzt (als Ergänzung zu den Orthofotos der Landesvermessung, da sie oft zu anderen Jahreszeiten aufgenommen wurden).

Die Klassifikation muss sich aber nach den fachlichen Anforderungen von Naturschutz- und Landschaftsplanung richten, die systematische Geländearbeiten erfordern. Für andere Zwecke gibt es ohnehin Interpretationsschlüssel der Bodenbedeckung und Flächennutzung. Hier wird insbesondere auf CORINE Land Cover (CLC) und auf aktuelle Projekte im Zusammenhang mit der Umsetzung der INSPIRE-Richtlinie der EU verwiesen (s. 6.4.8). Auf jeden Fall sind Luftbilder

geeignet, um auf der Basis einer terrestrischen Biotopkartierung, die Veränderung bestimmter Merkmale von Biotoptypen in der Folgezeit zu überwachen („change detection“, z. B. Verbuschung, Altersstadien von Wäldern).

Grundsätzlich sollten Biotopklassifikationen mit den Objektarten der Kartographie (v. a. ATKIS, s. [www.atkis.de](http://www.atkis.de)) und neuer Projekte zur Ableitung von Landbedeckungs- und Nutzungstypen aus Satellitenbildern abgeglichen werden. Je genauer und aktueller diese Daten werden, umso eher können sie individuelle Luftbildklassifikationen von Naturschutz und Landschaftsplanung in denjenigen Bereichen ersetzen, die aufgrund geringer Naturnähe bzw. intensiver Nutzung nicht Gegenstand terrestrischer Kartierungen sein müssen. Wie in Abschnitt 6.4.8 gezeigt wurde, weisen die Objektarten der Fernerkundungsdaten heterogene Mischungen aus Nutzungs- und Strukturtypen auf, die gegenwärtig die Kompatibilität mit Biotoptypen erschweren.

Ausgehend von den Objektarten von CLC 2000 und DeCOVER 2008 (s. 6.4.8) sind im Binnenland zumindest folgende Einheiten als Obereinheiten für Fernerkundung und darauf aufbauenden Biotopkartierung geeignet:

- Gewässerflächen (Stillgewässer), mit und ohne Verlandungsvegetation
- Gewässerläufe (Flüsse, Bäche, Kanäle, Gräben), unterteilt in geradlinige und geschwungene bis mäandrierende Verläufe
- Laubwald, Nadelwald, Mischwald
- Äcker
- Gehölzkulturen von Landwirtschaft und Gartenbau
- Wirtschaftsgrünland (strukturarm)
- Extensivgrünland, Gras- und Staudenfluren (struktureich), unterteilt in trockene und nasse Standorte
- Gehölzbestände des Offenlands (ggf. in Kombination mit anderen Einheiten)
- Zwergstrauchheiden
- Waldfreie Moore und Sümpfe (unterteilt in naturnahe Struktur und aktuellen/früheren Torfabbau)
- Bebaute Flächen (unterteilt in Straßen, Siedlungen, Industrie u. a.), differenziert nach Versiegelungsgrad
- Grünflächen im Siedlungsbereich
- Abbauf Flächen (Steinbrüche, Sandgruben u. a.)
- Sonstige vegetationsarme Flächen

Grundsatz 14: Je geringer die Bedeutung bestimmter Biotoptypen für den Naturschutz und damit die Notwendigkeit von Geländearbeiten ist, umso stärker sollte ihre Klassifikation auf die Erkennbarkeit in Luftbildern ausgerichtet werden. Bei für den Naturschutz bedeutsamen Biotopen können im Luftbild erkennbare Merkmale Kriterien für die Klassifikation von Obereinheiten sein.

#### 7.1.4.3 Kartierungsmaßstab

Je nach Kartierungs- und Darstellungsmaßstab ergeben sich Unterschiede hinsichtlich der möglichen Detailschärfe von Biotopkartierungen, die auch bei der Typisierung zu beachten sind. WIEGLEB et al. (2002) kritisieren, dass viele Biotoptypenschlüssel eine maßstabsunabhängige Kartierbarkeit suggerieren und halten unterschiedliche Schlüssel für verschiedene

Maßstäbe für erforderlich. Aufgrund der heute erreichten technischen Standards sowie der fachlichen Anforderungen aus den gesetzlichen Vorgaben stellt sich dieses Problem allerdings nur noch in stark abgeschwächter Form. Hochauflösende Luftbilder als Kartierungsgrundlage und GIS-Programme als Darstellungswerkzeug ermöglichen sowohl sehr detaillierte Darstellungen als auch technische Generalisierungen für Übersichtszwecke. Für die Bearbeitung sind immer weniger die zwangsläufig generalisierten Kartendarstellungen maßgeblich, sondern Luftbild und Polygone auf dem Rechner, in die man sich nach Belieben „hineinzoomen“ kann. Die Vorgaben aus dem gesetzlichen Biotopschutz sowie aus dem LRT-Katalog der FFH-Richtlinie erfordern die Darstellung auch sehr kleiner Biotope wie Quellen oder Felsen. Aus diesen Gründen ist es weder sinnvoll noch erforderlich, bedeutsame Biotope nur aus Maßstabsgründen „weg zu generalisieren“.

Unabhängig davon sollte es (jedenfalls in Deutschland) Standard sein, Kartierschlüssel auf die Kartierungs- und Darstellungsmaßstäbe 1 : 5.000 bis 1 : 10.000 auszurichten. So kann eine Flächenschärfe im Bereich zwischen 100 und 1.000 m<sup>2</sup> erreicht werden. Diese Flächengrößen entsprechen den Mindestgrößen für Einheiten der topischen Dimension in der Landschaftsökologie und für die meisten Biotoptypen (s. 3.1.2.3).

Bei den flächig ausgeprägten Biotoptypen wie Grünland und Wäldern sind grundsätzlich Kartierungsuntergrenzen festzulegen. Dabei muss auch die Frage geklärt werden, ob ein Typ nicht nur eine maßstabsbedingte, sondern auch eine ökologische Mindestgröße aufweist. Auch wenn es kaum möglich ist, wissenschaftlich exakte Untergrenzen festzulegen, so ist es dennoch trivial, dass beispielsweise drei Bäume kein Wald und zehn Grashalme keine Wiese sind und daher die Festlegung von Mindestgrößen notwendig ist.

Grundsätzlich gilt, dass nicht der Maßstab über die Kartierungsrelevanz zu entscheiden hat, sondern die Bedeutung des Biotops. Dies erfordert bei von Natur aus überwiegend kleinen Biotopen wie Quellen und Felsen, deren Bewertung daher wenig von der Flächengröße abhängt, die Aufnahme sehr kleiner Flächen, die dann in kleineren Kartenmaßstäben mit unmaßstäblichen Punktsignaturen hervorgehoben werden müssen.

Für Karten mit kleineren Maßstäben (z. B. Bewertungskarten von Landschaftsrahmenplänen, Karten landesweiter Biotopkartierungen) muss man sich von der Biotoptypen-Ebene lösen und für den jeweiligen Maßstab (z. B. 1 : 25.000, 1 : 50.000 etc.) geeignete arrundierte Abgrenzungen vornehmen. Dies ist aber eine planerische bzw. kartographische Leistung und nicht mehr Teil der Kartierung. So ist es möglich, kleine kartierte Kernflächen auf der Basis von naturräumlichen Betrachtungen zu sinnvollen Biotopkomplexen zusammenzufassen, die im jeweiligen Maßstab beispielsweise als „wertvoller Bereich“ darstellbar sind.

Grundsatz 15: Die Klassifikation ist in Deutschland vorrangig auf die Kartiermaßstäbe 1 : 5000 bis 1 : 10.000 auszurichten. Für kleinere Maßstäbe sind keine gesonderten Klassifikationen erforderlich, sondern kartographische Arrondierungen. Die Aufnahme kleiner Biotope richtet sich vorrangig nach ihrer Eigenständigkeit und Bedeutung, erst in zweiter Linie nach dem Kartenmaßstab.

#### 7.1.4.4 Fehlerquellen bei der Kartierung (der „Faktor Mensch“)

Bei allen Kartierungskonzepten muss grundsätzlich bedacht werden, dass Fehler nie völlig ausgeschlossen werden können, mögliche Fehlerquellen aber soweit wie möglich reduziert werden sollten. Folgende Ursachen für mangelhafte Kartierungsergebnisse sind möglich (vgl. auch BRECHTEL & HACKENBERG 1989, DORDA 1991):

##### a) Fachliche Fehler der Kartierer:

- Falsche Zuordnung von Biotoptypen aufgrund fehlender Fachkenntnisse: Zum Handwerkszeug der Biotopkartierung gehören solide Kenntnisse der Pflanzenarten und der Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebiets sowie landschaftsökologisches Wissen (u. a. Geologie, Bodenkunde, ökologische Wirkung von Nutzungsformen). Um vergleichen und sicher zuordnen zu können, sollten die Kartierenden wissen, wie ein bestimmter Biotop- oder Vegetationstyp im Idealfall aussehen kann. Die sichere Ansprache der wesentlichen Zeigerpflanzen ist unabdingbar. Viele Kartierer und natürlich alle Anfänger haben in dieser Hinsicht Defizite. Um trotzdem zu brauchbaren Ergebnissen zu gelangen, ist daher eine Betreuung und Kontrolle durch erfahrene Fachleute notwendig – möglichst sowohl innerhalb eines Bearbeiterteams als auch auf der Seite des Auftraggebers. Behörden, die Kartierungsaufträge vergeben, ohne geschultes Fachpersonal zu haben, das die Qualität der Ergebnisse beurteilen kann, müssen damit rechnen, mangelhafte Daten zu erhalten. Vor diesem Hintergrund sollten unnötig komplizierte Klassifikationen und Typen mit enger Anbindung an spezielle Pflanzengesellschaften bzw. „schwierige“ Arten/-gruppen (z. B. Flechten) so weit wie möglich vermieden werden.
- Abgrenzungsfehler: Ungenaue Abgrenzungen oder völlig falsche Lokalisierung von Biotopen können an mangelndem Orientierungsvermögen, fehlender Sorgfalt oder schlechtem Arbeitsmaterial (Karten, Luftbilder) liegen, aber auch an ungenauen Vorgaben der Kartierschlüssel. Ein besonderes Problem ist dabei die großzügige Abgrenzung von kleinen oder linienhaften Biotopen, um sie auch in kleinen Maßstäben besser sichtbar zu machen, oder weil generalisierte Kartensignaturen aufgegriffen werden. Wird z. B. ein Bach durch eine großzügige Umgrenzung dargestellt, kann die abgegrenzte Fläche um mehrere hundert Prozent größer als die tatsächliche Gewässerfläche sein (z. B. Breite des Bachs 2 m, Breite der abgegrenzten Fläche 10 m). Die Kartierschlüssel müssen vorgeben, ob oder in welchem Umfang Ufer- oder Randbereiche dem Gewässerbiotop zugeschlagen oder aber gesondert zu erfassen sind. Da Uferstaudenfluren und Erlensäume eigene FFH-Lebensraumtypen sind, ist eine gesonderte Typisierung der Ufervegetation heute unerlässlich. Auch Sonderbiotope in Wäldern (z. B. Trockenhangbereiche mit Orchideen-Buchenwald) werden oft zu groß eingeschätzt, was zu falschen Flächenbilanzen führt. Die Definitionen der Typen müssen daher genaue Vorgaben für ihre inhaltliche Abgrenzung, die allgemeinen Hinweise der Kartierschlüssel für die technische Umsetzung machen.
- Flüchtigkeitsfehler bei der Datenverarbeitung: Je

größer die Menge zu verarbeitender Daten ist, umso größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass aus Versehen falsche Angaben gemacht werden (falsche Erfassungs-codes, falsche Arten, falsche Flächenangaben usw.). Derartige Fehler können nicht völlig ausgeschlossen, aber durch eine einprägsame Klassifikation und Codierung sowie durch übersichtliche Datenbögen bzw. Eingabemasken eingeschränkt werden.

- Ungenaue und lückenhafte Ergebnisse aufgrund fehlender Erfahrung oder mangelndem Talent: Aus langjähriger Erfahrung lässt sich feststellen, dass auch Kartierer mit soliden Grundkenntnissen teilweise mangelhafte Ergebnisse abliefern. Es ist ganz offensichtlich so, dass die Beurteilung besonders vielgestaltiger Biotopkomplexe eine bestimmte Fähigkeit zur schnellen Erfassung komplexer Sachverhalte und zum Unterscheiden von wichtigen und unwichtigen Merkmalen erfordert. Dazu sind auch manche jungen Kartierer erstaunlich schnell in der Lage, während andere noch nach vielen Jahren regelmäßig „den Wald vor lauter Bäumen nicht sehen“. Dies wird auch deutlich, wenn textliche Beschreibungen der Biotope zu erstellen sind. Talentierte Kartierer sind meist in der Lage, die wesentlichen Merkmale eines Gebiets in wenigen Sätzen prägnant zu beschreiben. Andere scheitern an dieser Aufgabe. Dieses Problem ist geringer bei flächendeckenden Biotoptypenkartierungen mit ausreichendem Zeitbudget oder bei detaillierten Erfassungen eng begrenzter, kleinerer Gebiete. Es ist besonders groß bei der selektiven Kartierung schutzwürdiger Biotope innerhalb großer Untersuchungsgebiete. Auch diese Fehlerquelle kann durch präzise Kartiervorgaben und gute Betreuung stark eingegrenzt, aber nicht vollständig ausgeschaltet werden.

##### b) Methodische Mängel

- Mangelhafte Kartierschlüssel: Fehler sind dann vorprogrammiert, wenn Biotoptypen ungenau definiert sind, Überschneidungen oder Lücken aufweisen oder zu sehr an Idealbildern ausgerichtet sind.
- Zu enge Zeitvorgaben: Je kürzer die zur Verfügung stehende Zeit ist, umso eher machen auch gute Kartierer Fehler, insbesondere indem sie bestimmte Biotope oder Besonderheiten übersehen. Dies gilt umso mehr, wenn der Bearbeitungszeitraum außerhalb des phänologischen Optimums liegt. Dann ist es bei einigen Biotoptypen objektiv unmöglich, sie sicher zu erkennen. Kartierschlüssel sollten daher auch auf die zur Kartierung geeigneten Monate hinweisen, Kostenkalkulationen ein ausreichendes Zeitbudget berücksichtigen.

Die wichtigste bearbeitungstechnische Voraussetzung für die Gewährleistung qualitativ ausreichender Ergebnisse ist die **Erhebung und Dokumentation der kennzeichnenden Pflanzenarten und Strukturparameter** mit Hilfe von standardisierten Erfassungsbögen bzw. Eingabemasken. Das zwingt die Kartierer zu systematischer Vorgehensweise und zur Transparenz bei der Typisierung und Bewertung (s. 7.2).

Neben guten Kartierschlüsseln ist mit zunehmender Größe des Kartierungsprojektes und mit zunehmender Zahl der Mitarbeiter eine persönliche Betreuung der Kartierer unerlässlich. Vorbildlich in dieser Hinsicht ist das von BÜTEHORN & PLACHTER (1995) vorgestellte

hessische Verfahren mit einer Kombination aus mehrtägiger Schulung vor der Kartierung sowie regelmäßigen Koordinationstreffen und individueller Geländebetreuung während der Kartierung. Sofern die Auftrag gebende Verwaltung eine solche Schulung und Betreuung nicht durch eigenes hoch qualifiziertes Personal sicherstellen kann, sollte dies über die Einbeziehung externer Experten gewährleistet werden. Dies gilt auch für die fachliche Prüfung der Ergebnisse und die ggf. notwendige Veranlassung von Korrekturen. „Eine intensive Schulung und Betreuung der Kartierenden sowie eine umfangreiche fachliche Prüfung der Kartierergebnisse sind die Grundvoraussetzung für die Qualität der Daten“ (ebd.: 216).

**Grundsatz 16:** Bei der Typisierung und Klassifikation von Biotopen müssen mögliche Fehlerquellen bei der Kartierung und Datenverarbeitung bedacht und so weit wie möglich eingeschränkt werden. Eine ständige Rückkopplung mit der Kartierungspraxis ist unverzichtbar.

## 7.1.5 Prinzipien der Festlegung und Benennung von Biotoptypen

### 7.1.5.1 Grundsätze für die Benennung

Die Bezeichnung bzw. der Name von Biotoptypen sollte grundsätzlich folgende Eigenschaften aufweisen:

- 1) zielgerichtet: Bezug auf charakteristische und für die Abgrenzung maßgebliche Merkmale des Biotops, d. h. v. a. auf den Standort und oder die den Lebensraum prägenden Raumstrukturen. Keine Übernahme der Namen von Pflanzengesellschaften (s. 7.1.5.4), keine Verwendung geographischer Bezeichnungen (vgl. 6.3.1, 6.3.2).
- 2) eindeutig: Eine begriffliche Überschneidung mit anderen Typen ist zu vermeiden. Die Bezeichnung sollte so weit wie möglich selbsterklärend sein, damit die Anwender schon aus der Bezeichnung des Typs ableiten können, welche Biotope ihm zuzuordnen sind. Zudem sollte die Definition eines Typs nicht deutlich weiter oder enger gefasst sein als seine Bezeichnung erwarten lässt (vgl. z. B. 6.3.3).
- 3) prägnant, d. h. nicht nur treffend, sondern auch möglichst kurz: Die Bezeichnungen sollten nach Möglichkeit nicht aus mehr als drei bis vier Substantiven und Adjektiven bestehen, damit sie auf einen Blick zu erfassen sind und damit kompakte Listen bzw. Kartenlegenden möglich sind. Weniger wichtige Eigenschaften sollten durch Zusatzmerkmale ausgedrückt werden.
- 4) allgemein verständlich: Wenn es verschiedene sinnvolle Alternativen für die Bezeichnung gibt, dann sollte diejenige gewählt werden, die für Nichtfachleute am besten verständlich ist. Dies erleichtert die Kommunikation der Kartierungsergebnisse und Schutzziele.

Selbstverständlich ist es nicht möglich, bei allen Typen diese vier Anforderungen gleichermaßen perfekt zu erfüllen. Bedingung 3 erfordert, dass nur die jeweils wichtigsten Eigenschaften des Typs Bestandteil der Bezeichnung sein können.

Eine besondere Frage ist, ob die Bezeichnung von Biotoptypen Wertungen enthalten dürfen oder können. Biotoptypen sind Träger bewertungsrelevanter Merkmale, aber im Prinzip als wertfreie Kategorien zu konzipieren. Wie in Kapitel 6 gezeigt wurde, enthalten die Bezeichnungen von Biotoptypen dennoch vielfach wertende Adjektive wie „beeinträchtigt“ oder „standortfremd“. Von besonderer Bedeutung ist das Attribut „naturnah“ (oder auch „natürlich“), da es bei verschiedenen Biotopen vom gesetzlichen Biotopschutz vorgegeben wird (z. B. „natürliche oder naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer“, vgl. 6.4.7) und somit in der Praxis berücksichtigt werden muss. Entscheidend ist, dass derartige wertende Adjektive auf objektiv nachvollziehbaren, im Gelände erfassbaren Parametern beruhen (z. B. Uferstrukturen, Baumartenzusammensetzung).

### 7.1.5.2 Übersicht über die Typisierungsmerkmale

In Tabelle 58 sind die Merkmale aufgelistet, die – ausgehend von den vier Grundbausteinen Standort, Raumstruktur, Vegetation (bzw. Zoozönose) und Nutzung – bei der Typisierung von Biotopen in Mitteleuropa zu berücksichtigen sind (orientiert an dem Konzept der Habitatklassifikation von FRIESE et al. 1973). Dabei werden die abiotischen Komponenten der Raumstruktur nicht gesondert aufgeführt, sondern aus pragmatischen Gründen (wegen vielfältiger Überschneidungen, s.u.) den Standortkriterien zugeordnet. Wie in Abb. 13 dargestellt ist, wird die Raumstruktur von der Vegetation (oder zoogenen Strukturen) und/oder Eigenschaften des Standorts gebildet, die wiederum von Nutzungen beeinflusst oder bestimmt werden.

Die chemisch-physikalischen Kriterien des Wasser-, Nährstoff- und sonstigen Stoffhaushalts stehen am Anfang, weil sie (mit Ausnahme stark anthropogen geprägter Biotope wie Bauwerke) für alle Biotoptypen wesentlich sind. Das Klima (inkl. Höhenstufe) ist innerhalb eines begrenzten Bearbeitungsgebiets (z. B. Niedersachsen) vorwiegend bei Sonderstandorten relevant. Das Substrat ist einerseits Standortmerkmal, das mit dem Nährstoff-, Wärme- und Wasserhaushalt korreliert ist. Andererseits kann es auch die Raumstruktur prägen (z. B. Substrat eines Bachbetts, Geröllhalden). Bei vegetationslosen Biotopen ist es ein vorrangiges Typisierungskriterium. Das Relief ist wiederum vorwiegend bei Sonderstandorten von Bedeutung, bei denen es die Raumstruktur des Biotops prägt und mit dem Geländeklima korreliert ist. Im Siedlungsbereich wird das natürliche Relief durch anthropogene Bauwerke ersetzt.

Vegetation und Zoozönose werden in der Tabelle als biotische Strukturparameter aufgeführt, die den Lebensraum prägen und zudem als physiognomische Merkmale zu Ansprache und Abgrenzung von Biotoptypen geeignet sind. Neben den Strukturparametern ist bei den meisten Biotoptypen auch die Artenzusammensetzung der Biozönose für die Eigenschaften des Biotops relevant: Dominante Arten bedingen weitere Differenzierungen der Struktur; Zeigerarten bzw. ökologische Artengruppen sind – wie angesprochen – Indikatoren für die Standortmerkmale.

Die Nutzung fließt auch über Standort- und Strukturparameter ein, wird aber aus pragmatischen Gründen zusätzlich aufgeführt. Wie in Abschnitt 3.4.3 angesprochen wurde, ist aber nicht die Nutzung oder Funktion, sondern die Wirkung der Nutzung auf den Biotop für die Typisierung entscheidend (s. 7.1.5.6).

Für die Typisierung relevante Zusatzkriterien sind die Naturnähe sowie Größenmerkmale. Bei den meisten Biotoptypen sind Angaben zu Mindestflächen, -breiten und/oder -längen notwendige Bestandteile ihrer Definition (s. 4.3.1, 7.1.5.7). Die Naturnähe bzw. Hemerobie ist das Kriterium zur zielorientierten Differenzierung der Standort-, Vegetations- und Nutzungsparameter nach dem Grad des anthropogenen Einflusses. Es trennt z. B. Wälder von stärker anthropogen geprägten Forsten oder naturnahe Bachläufe von ausgebauten (s. 7.4).

Anhand dieser Kriterien und Merkmale werden Biotope klassifiziert und typisiert. Die Analyse von Biotoptypen nach diesem Schema dient der systematischen

Klärung, welche Merkmale für die Typisierung wesentlich sind, welche vorwiegend der näheren Kennzeichnung auf der Objektebene dienen können und welche jeweils nicht relevant sind.

Die Tabelle ist nicht auf Vollständigkeit angelegt, sondern dient in erster Linie der beispielhaften Darstellung des Prinzips. V.a. bei den Relief- und Nutzungsmerkmalen können weitere Ausprägungen ergänzt werden. Die Erläuterungen beschränken sich hier auf kurze Hinweise und können nicht alle Varianten abdecken. Zeigerarten für die verschiedenen Standorteigenschaften kommen vorwiegend bei naturnahen bzw. extensiv genutzten Biotopen vor. Sie fallen bei nutzungsbedingt artenarmer Vegetation oder z. B. auch in manchen dichten Waldentwicklungsphasen u.U. aus. Für die Definitionen der Substratkörnungen und anderer Parameter wird auf die einschlägige Fachliteratur (Bodenkunde, Hydrologie u. a.) verwiesen. In Kartieranleitungen müssen die maßgeblichen Merkmale jeweils typspezifisch definiert werden.

Tab. 58: Bausteine der Typisierung von Biotopen am Beispiel von Niedersachsen

Kriterien und Merkmale	Erläuterungen
<b>1. Standorteigenschaften</b>	
<b>W Wasserhaushalt</b>	Zuordnung anhand von Zeigerarten und/oder Standort- bzw. Gewässerdaten bzw. physiognomischen Eigenschaften der Gewässer
W0 Angabe nicht relevant	z. B. bei einigen anthropogenen Biotopen des Siedlungsbereichs
W1 sehr trocken	flachgründige Böden sonnenexponierter Standorte, grundwasserferne Sande; Vegetation mit Trockniszeigern
W2 mäßig trocken	grundwasserferne, steinige und sandige Böden mit höheren Lehnteilen, Vegetation mit Trocknis- und Frischezeigern
W3 frisch	ausgeglichene Wasserversorgung, Vegetation von Frischezeigern geprägt
W4 mäßig feucht / wechselfeucht	schwach von Grund- oder Stauwasser geprägte Böden, geringer Anteil von Feuchtezeigern
W5 feucht	deutlich von Grund- oder Stauwasser geprägt, hoher Anteil von Feuchtezeigern
W6 nass	zumindest zeitweise starker Wasserüberschuss, aber meist gut begehbar, hoher Anteil von Nässezeigern
W7 morastig, sumpfig	intakte Moor- und Sumpfstandorte, schwer begehbar, Dominanz von Nässezeigern
W8 temporär überflutet	
W81 Überflutungsbereich von Binnengewässern	zeitweilig überflutete Auenböden entlang von Flüssen und großen Bächen
W82 Überflutungsbereich von Ästuaren	zeitweilig überflutete Außendeichsbereiche der tidebeeinflussten Unterläufe
W83 Überflutungsbereich der Meeresküste	nicht eingedeichte Flächen und Außendeichsbereiche der Meeresküste bis zur Sturmflutlinie
W9 Gewässer	zugleich Merkmale der Raumstruktur
W91 Stillgewässer	ggf. zusätzlich Unterteilung nach Flächengröße
W911 temporäres Stillgewässer	lange Trockenphasen
W912 flaches permanentes Stillgewässer	Weiher und Flachseen < 5 m Tiefe, nicht oder kurzzeitig trockenfallend
W913 tiefes permanentes Stillgewässer	Seen > 5 m Tiefe
W914 Teich mit regulierbarem Wasserstand	Gewässer < 5 m Tiefe mit Staubauwerk
W915 Stausee mit regulierbarem Wasserstand	Gewässer > 5 m Tiefe mit Staubauwerk
W92 Quelle	vgl. PROJEKTGRUPPE AKTIONSPROGRAMM QUELLEN (2004)
W921 Tümpelquelle, Quelltopf	
W922 Sickerquelle	
W923 Lineare Quelle	
W924 Fließquelle	
W925 Fallquelle	
W93 Fließgewässer / lineares Gewässer	zusätzlich Unterteilung nach Breite (s. Q)
W930 nicht oder temporär fließend bzw. indifferent	v. a. Gräben und Kanäle
W931 Fließgewässer mit Tideeinfluss	Strömungsumkehr bei Flut, am Ufer Wattflächen
W932 sehr langsam fließend	Strömung kaum sichtbar, Wasseroberfläche glatt

Kriterien und Merkmale	Erläuterungen
W933 langsam fließend	schwache, deutlich sichtbare Strömung, Wasseroberfläche glatt
W934 mäßige Fließgeschwindigkeit	mittlere Strömung, Wasseroberfläche geripelt
W935 schnell fließend	starke Strömung, Wasseroberfläche gewellt bis überstürzend
W936 reißend (Bergbach)	stark turbulente und rauschende Strömung
W937 stürzend (Wasserfall)	
W94 marines Gewässer (Meer)	hier nur Küstenbereich der Nordsee betrachtet
W941 Watt (Eulitoral)	Meeresflächen, die periodisch bei Niedrigwasser trockenfallen
W942 flaches Meer (Sublitoral, Profundal)	euphotischer Bereich (i. d. R. bis ca. 10-15 m Tiefe)
W943 tiefes Meer	i. d. R. > 10-15 m Tiefe, Licht am Grund für Pflanzenwachstum nicht ausreichend
<b>T Nährstoffhaushalt (Trophie)</b>	inkl. organischer Belastung (Wassergüte); Zuordnung anhand von Zeigerarten und/oder Standort- bzw. Gewässerdaten bzw. physiognomischen Eigenschaften der Gewässer
T0 keine Angabe, indifferent	
T1 ombrotroph, dystroph	Hochmoore, dystrophe Moorgewässer
T2 sehr nährstoffarm, oligotroph	ungedüngte Standorte mit geringer Nährstoffnachlieferung, Vegetation mit Zeigern sehr stickstoffarmer Standorte
T3 nährstoffarm (oligo-mesotroph)	ungedüngte Standorte mit mittlerer Nährstoffnachlieferung, Vegetation von Zeigern stickstoffarmer Standorte dominiert
T4 mittlere Nährstoffversorgung (mesotroph)	nicht oder schwach gedüngte Standorte, Vegetation aus Arten stickstoffarmer und mäßig stickstoffreicher Standorte
T5 mäßig nährstoffreich (meso-eutroph)	schwach gedüngt oder von Natur aus mäßig nährstoffreich, Vegetation aus Arten stickstoffarmer und mäßig stickstoffreicher Standorte
T6 nährstoffreich (eutroph)	mäßig gedüngt oder von Natur aus nährstoffreich, Magerkeitszeiger fehlen
T7 sehr nährstoffreich (eu- bis polytroph)	deutliche Verarmung der Biozönose durch übermäßiges Nährstoffangebot, aber noch relativ artenreich
T8 extrem nährstoffreich (polytroph)	übermäßige Düngung bzw. starke Nährstoffeinträge, Biozönose stark verarmt
T9 übermäßige Nährstoffversorgung (hypertroph)	für die meisten Arten toxische Nährstoffübersversorgung
<b>B Basen- und Salzgehalt, besondere Stoffe</b>	inkl. anorganischer Belastung von Gewässern; Zuordnung anhand von Zeigerarten und/oder Standort- bzw. Gewässerdaten bzw. physiognomischen Eigenschaften der Gewässer
B0 indifferent, Angabe nicht möglich	
B1 extrem sauer	pH < 3, Vegetation aus Starksäurezeigern (R-Zahl 1-2)
B2 sauer	pH 3-6, Vegetation aus Säurezeigern (R 3-4)
B21 sehr stark sauer	pH 3-4
B22 stark sauer	pH 4-5
B23 mäßig sauer	pH 5-6
B3 schwach sauer bis neutral	pH 6-7, Vegetation mit Schwachsäure- und Schwachbasenzeigern (R 5-7)
B4 basenreich	pH >7, Vegetation mit Kalkzeigern (R 8-9)
B41 basenreich silikatisch	
B42 kalkreich	
B43 gipsreich	
B5 salzreich	
B51 schwach salzbeeinflusst	oligohalin (schwach brackig), Vegetation mit saltoleranten Arten
B52 mäßig salzbeeinflusst	mesohalin (brackig), Vorkommen von Halophyten
B53 stark salzbeeinflusst	eu- und polyhalin, Vegetation von Halophyten geprägt
B6 starker Schwermetalleinfluss	normales Pflanzenwachstum nicht möglich (Schwermetallrasen und -flechten)
B7 hoher Gehalt sonstiger Stoffe	i. d. R. anthropogene Schadstoffe
<b>K Klima / Höhenstufe</b>	Festlegung der Kategorien durch Schwellenwerte (Höhe über NN, Klimawerte), Indikatoren (Zeigerarten) und/oder naturräumliche Festlegungen
K0 indifferent bzw. planar bis montan	
K1 planar	pleistozänes Tiefland
K11 planar, Meeresküste	
K12 planar, subatlantisch	
K13 planar, subkontinental	niederschlagsarmes Tiefland, Vorkommen von Pflanzenarten mit kontinentalem oder pannonischem Verbreitungsschwerpunkt
K2 kollin bis submontan	in Niedersachsen von ca. 100 bis 400 m NN
K21 kollin bis submontan, subatlantisch	
K22 kollin bis submontan, subkontinental	niederschlagsarme Hügelländer, Vorkommen von Pflanzenarten mit kontinentalem oder pannonischem Verbreitungsschwerpunkt
K23 kollin bis submontan, trockenwarm	Kleinklima von steilen Sonnhängen

Forts. Tab. 58:

Kriterien und Merkmale	Erläuterungen
K24 kollin bis submontan, feuchtkühl	Kleinklima von steilen Schatthängen und Schluchten
K3 montan	in Niedersachsen ab ca. 400 m NN
K31 montan (ohne Besonderheiten)	in Niedersachsen von ca. 400 bis 800 m NN
K32 montan, mäßig trockenwarm	Kleinklima von steilen Sonnhängen
K33 montan, feuchtkühl	Kleinklima von steilen Schatthängen und Schluchten
K4 hochmontan	Niedersachsen: Fichtenwaldstufe im Harz (> 800 m NN)
K5 wärmebelastetes Innenstadtklima	stark versiegelte, dicht bebaute Stadtzentren
<b>S Substrat</b>	Bodenart, Substrat des Gewässergrundes, Baustoffe von Gebäuden (bei Vegetationsbedeckung funktionales Standortmerkmal des Bodens unterhalb der Humusauflage); Körnungsklassen orientiert an SCHROEDER (1972)
S0 indifferent	
S1 bindiges Substrat	tonige, schluffige und lehmige Böden; Bestimmung durch Fingerprobe
S11 Ton	Küste: Schlickwatt
S12 Schluff, Löss	
S13 Lehm, Mischsubstrat	Küste: Mischwatt
S131 sandiger Lehm / lehmiger Sand	
S132 (toniger) Lehm	
S133 Sand über Lehm /Ton	
S134 steiniger Lehm, lehmiger Kies u.ä.	inkl. Befestigung aus sandigen, lehmigen und kiesigen Bestandteilen (Wege, Plätze)
S2 Sand	sandige Böden mit allenfalls geringem Anteil feinerer Fraktionen
S21 Feinsand	Ø 63-200 µ
S22 Mittelsand	Ø 200-630 µ
S23 Grobsand, kiesiger Sand	Ø 0,63-2 mm, Sand mit hohem Kiesanteil
S3 Kies, Geröll	gerundete Steine
S31 Kies	Ø 2-63 mm
S32 Geröll, Geschiebe	Ø 6,3-20 cm
S4 Steiniges Substrat	
S41 Skelettboden	stark steinige Böden mit geringem Anteil von Feinsedimenten
S42 Fein- bis Mittelsteine (kantig), Grus	Ø 2-63 mm
S43 Grobsteine	Ø 6,3-20 cm
S44 Blöcke	gerundete und kantige Steine > 20 cm Ø
S45 Kalktuff	
S46 Fels	
S5 Torf	
S6 sonstiges biogenes Substrat	
S61 Holz	
S62 Stroh, Reet	
S63 Muschelschalen/Schill	Ansammlungen von mehr oder weniger zerbrochenen Muschelschalen an Stränden oder im Sublitoral des Meeres
S64 sonstiges biogenes Substrat	
S9 anthropogenes Substrat	
S91 Ziegel, Klinker	
S92 Beton	
S93 Asphalt	
S94 sonstiges anthropogenes Substrat	Putz, Glas, Metall, Kunststoffe, Müll u. a.
<b>G Geländegestalt (Relief, sonstige abiotische Raumstrukturen)</b>	vorrangig Kennzeichnung von Standorten mit besonderer Geomorphologie und von anthropogenen Strukturen
G0 Normalstandort, indifferent, ebene Fläche	ebene oder hügelige Bereiche, schwach bis mäßig geneigte Hänge (< 15° Hangneigung, für Fragen der Bodenerosion Unterteilung erforderlich)
G1 Hang	15° – 35°
G2 Steilhang	> 35°
G3 natürliche Vollformen	
G31 exponierte Kuppe, Kamm (Festgestein)	
G32 Düne	Flugsandhügel ab 50 cm Höhe
G321 Küstendüne	
G322 Binnendüne	
G33 (peri-)glaziale Vollform	z. B. Moränen, Kames, Oser
G34 Felsen/Klippe	
G35 Halde	

Kriterien und Merkmale	Erläuterungen
G4 natürliche Hohlformen	trockene und wassergefüllte Vertiefungen
G41 Erdfall/Doline	
G42 Bach-/Flusstal	ggf. Untergliederung nach Talformen (z. B. Kerbtal)
G43 sonstige (peri-)glaziale/holozäne Hohlform	Ausblasungsmulde, Toteisloch, Flutmulde u. a.
G44 Höhle	
G5 anthropogene Hohlform / Anschnitt	trockene und wassergefüllte Vertiefungen sowie Hanganschnitte
G51 Abgrabung	Steinbruch, durch Abgrabung geschaffenes Stillgewässer u. a.
G52 Einschnitt	z. B. Straßeneinschnitt, Hohlweg
G53 Hanganschnitt	z. B. Straßenböschung
G54 Stollen / Schacht / Tunnel	
G6 Anthropogene Vollform / Aufschüttung	Aufschüttungen, Aufspülungen u.ä.
G61 Deich / Damm	
G63 sonstiger Wall	Wälle von Wallhecken, Steinriegel u. a.
G62 sonstige historische Aufschüttung	Hügelgräber u. a.
G64 Beetstruktur	historische Wölbäcker, Beet-Gruppen-Struktur des Marschengrünlands u.ä.
G65 Spülfläche	
G7 Gebäude	
G71 Mauer (freistehend, Stützmauer)	inkl. stark verfallener Ruinen (Mauerreste ohne Dach)
G72 niedriges Gebäude	1-3 Geschosse, bzw. < 10 m hoch
G720 Innenraum ohne besondere Habitatfunktion	Beispiel für eine zielorientierte Unterteilung von Gebäuden
G721 trocken-warmer Innenraum mit Habitatfunktion	
G722 feucht-kühler Innenraum mit Habitatfunktion	
G73 mittelhohes Gebäude	4-8 Geschosse bzw. 10-20 m hoch
G74 hohes Gebäude	9-20 Geschosse bzw. 20-50 m hoch
G75 sehr hohes Gebäude	>20 Geschosse bzw. > 50 m hoch
G76 großer Gebäudekomplex	z. B. Industrieanlagen
G77 sonstige Bauwerke	z. B. Brücken
<b>2. Biotische Raumstruktur</b>	
<b>V Vegetationsstruktur</b>	ggf. Untergliederung in Vegetationstypen nach dominanten Arten und/oder ökologischen Artengruppen
V0 vegetationslos	ohne Äcker (s.u.)
V1 Wasserpflanzen	
V11 Wassermoose	
V12 submerse Rasen	
V13 Tauchblattpflanzen	
V14 Schwimmblattpflanzen (flottierend)	
V15 Schwimmblattpflanzen (wurzelnd)	
V2 sehr niedrige, oft spärliche Vegetation	
V21 Dominanz von Moosen/Flechten	
V22 anuelle Pionierrasen	
V23 sonstige lückige, kleinwüchsige Vegetation	z. B. Felsspaltengesellschaften
V3 Gras- und Staudenflur (niedrig- bis mittelhoch), krautige Kulturen	
V31 kurzrasig	vorherrschende Wuchshöhe <30 cm
V32 mittelrasig	30-50 cm
V33 hochrasig	50-100 cm
V34 krautige Acker- und Gartenbaukultur	temporär ohne Vegetation
V35 wie V34, aber mit Begleitvegetation	temporär ohne Vegetation
V4 Zwergstrauchbestand	
V41 zwergstrauchreiche Bulten-Schlenken-Moorvegetation	
V42 Zwergstrauchheide	
V43 sonstige Zwerg-/Halbstrauchvegetation	z. B. Salzmelden-Bestände
V5 Hochstaudenflur	> 1 m
V6 Großröhricht	> 1 m
V7 Gebüsch, Ranken	
V71 niedriges Gebüsch	< 2 m
V72 hohes Gebüsch	2-5 m
V73 Strauchhecke	
V74 Ranken	Lianengestrüpp
V75 Gehölzkultur (mit Bodenbearbeitung)	z. B. Weinreben, Spalierobst



Forts. Tab. 58:

Kriterien und Merkmale	Erläuterungen
V76 wie V75, aber mit Begleitvegetation	
V8 Baumbestand im Offenland	
V81 Baumreihe/Allee	
V82 Strauch-Baumhecke	
V83 im Offenland verstreuter Baumbestand	
V84 kleiner geschlossener Baumbestand im Offenland	
V9 Wald	
V91 Jungwuchs	Jungpflanzen vor dem Bestandsschluss
V92 Dichtung	geschlossener Jungbestand < 7 cm BHD
V93 Stangenholz	BHD 7 - < 20 cm
V94 mittleres Baumholz	BHD 20 - < 50 cm
V95 starkes Baumholz, Altholz	BHD > 50 cm bzw. Alter > 100 Jahre
V96 sehr starkes Baumholz, Uraltbäume	BHD > 80 cm bzw. Alter > 200/250 Jahre
V97 lichtetes Altholz mit Verjüngung	bzw. Jungbestand mit zahlreichen alten Überhältern
V98 strukturreiche Mosaikstruktur mit Altholz	kleinflächige Durchdringung der Altersphasen
V99 flächig abgestorbener Baumbestand	
<b>Z Zoogene Strukturen</b>	i. d. R. alternativ zu V
Z1 Muschelbank	Untergliederung nach dominanten Arten
Z2 Sabellaria-Riff	
Z3 sonstige ortsfeste Tierkolonien im Meer	Untergliederung nach dominanten Arten
<b>3. Nutzung/Funktion (N)</b>	bzw. entsprechende Pflegemaßnahmen des Naturschutzes, weitere Unterteilungen möglich
N0 keine Nutzung oder indifferent	
N x→0	Aufgabe einer Nutzung x (Brache, aktuell ungenutzt)
N1 Holznutzung	inkl. Kombination mit Beweidung
N11 einzelstammweise und kleinflächige	(naturgemäße) Hochwaldnutzung
N12 schlagweise Hochwaldnutzung	
N13 Mittelwald	
N14 Niederwald	
N15 Schneitelnutzung	Kopf- und Astschneitelung
N16 Hutewald	
N17 sonstige Holznutzung	z.B. Brennholznutzung von Hecken
N2 Grünland	
N21 Weidenutzung	
N211 Extensivweide	weitere Unterteilung nach Art der Beweidung (z. B. Standweide, Hütehaltung) und Weidetieren
N212 Weide mit mittlerer Intensität	
N213 Intensivweide	
N22 Mahd (evtl. Nachbeweidung)	
N221 unregelmäßige Mahd	1 Pflegeschnitt alle 2-5 Jahre
N222 einschürig	1 Schnitt/a
N223 zweischürig	2 Schnitte/a
N224 mehrschürig	> 2 Schnitte/a
N225 Scherrasen	Mahd täglich bis monatlich
N23 Mähweide	i. d. R. 1-2 Schnitte in Verbindung mit längeren Beweidungsphasen
N231 extensive Mähweide	1-2 Schnitte und Extensivbeweidung
N232 intensive Mähweide	>1 Schnitt und Intensivbeweidung
N3 Ackerbau	
N31 extensiver Ackerbau	u. a. kein oder geringer Pestizideinsatz
N32 intensiver Ackerbau	
N33 Ackerbrache	als vorübergehende Funktion (bei Nutzungsaufgabe: N3 → 0)
N34 Gartenbau	z. B. Anbauflächen von Gartenblumen
N4 Gehölzkultur (Landwirtsch./Gartenbau)	
N41 Weinbau	Unterteilung nach Intensität der Nutzung
N42 Obstbau	Unterteilung nach Intensität der Nutzung
N43 sonstige Gehölzkultur	Baumschulen, Weihnachtsbaum-Plantagen u. a.
N5 Fischerei, Teichwirtschaft	Unterteilung nach Art der Fischerei und Intensität der Nutzung
N6 Boden-/Gesteinsabbau	oberirdischer Abbau von Gesteinen, Torf, Braunkohle und anderen Rohstoffen

Forts. Tab. 58:

Kriterien und Merkmale	Erläuterungen
N7 Freizeit / Sport / Grünanlage	Unterteilung nach Funktionen, Sportarten und sonstigen Aktivitäten, z. B. Ballsportplatz, Golfplatz, Zoo
N8 Wohnen	
N9 Industrie / Gewerbe / Verwaltung / Infrastruktur / Sonstiges	Produktion, Lagerung, Handel, Verkehr, Versorgung, Entsorgung
N91 Landwirtschaft/Gartenbau (sonst. Funktionen)	Produktion, Lagerung u. a.
N911 Stall	
N912 Lagerfläche/Gebäude	z. B. Scheunen
N913 Gewächshaus	
N914 Einfriedung	z. B. als ursprüngliche Funktion von Wallhecken
N92 Industrie	Produktion, Lagerung u. a.
N93 sonstiges Gewerbe	Produktion, Lagerung, Handel u. a.
N94 Verwaltung, öffentliche Einrichtung	
N95 Verkehr	
N951 Weg	Fuß-, Rad- u. Reitwege, land- u. forstwirtschaftliche Wege
N952 Straße	
N953 Parkplatz	
N954 Schienenverkehr	
N955 Luftverkehr	
N956 Schiffsverkehr	
N957 sonstiger Verkehr	
N96 Energieversorgung	Untergliederung nach Art der Energieerzeugung (z. B. Kernkraftwerk) und Funktion (Kraftwerk, Leitungen u. a.)
N97 Entsorgung	
N971 Kläranlage	
N972 Deponie	
N98 Wasserwirtschaft	
N981 Wassergewinnung	
N982 Wasserspeicher	
N982 Hochwasserschutz	
N983 Entwässerung, Vorflut	
<b>4. Zusatzkriterien</b>	
<b>E menschlicher Einfluss (Naturnähe / Hemerobie)</b>	Naturnähe der Vegetation, der Standorte und Strukturen (vgl. 4.2.1)
E0 indifferent, ohne Zuordnung	
E1 natürlich, sehr naturnah	
E2 naturnah, gering beeinflusst	
E3 halbnatürlich, weniger kulturgeprägt	
E4 halbnatürlich, stärker kulturgeprägt	
E5 mäßig naturfern	
E6 naturfern	
E7 sehr naturfern	
E8 künstlich	
E9 künstlich, lebensfeindlich	
<b>Q quantitative Kriterien</b>	Schwellenwerte in m <sup>2</sup> (Flächengröße) oder m (Länge, Breite, Höhe)
Q1 Länge	z. B. Mindestlänge einer Hecke oder Allee
Q2 Breite	z. B. Bach/Fluss
Q3 Höhe/Tiefe	z. B. bei Felsen und Lösswänden, Tiefe von Gewässern
Q4 Fläche	z. B. bei Wäldern

Viele Biotope sind Übergangsstadien zwischen verschiedenen Ausprägungen von Merkmalen, so dass ihre Ausprägung nur aus der Verknüpfung eines früheren und des aktuellen Zustands zu erklären ist. Neben der Aufgabe einer Nutzung, die in Tab. 58 mit →0 gekennzeichnet ist, sind auch andere Kombinationen möglich, z. B. N13→11: ehemaliger Mittelwald, in naturgemäß bewirtschafteten Hochwald überführt; W7→3: stark entwässerter Moorstandort.

Auf der Grundlage dieser Merkmale können die Biotope gekennzeichnet und typisiert werden. Beim Kriterium V müssen ggf. neben dem Vegetationsstrukturtyp dominante Pflanzenarten genannt werden, wenn sie für den Typ maßgeblich sind (entsprechendes würde für das Kriterium Z gelten):

Biotoptyp:	Buchenwald trockenwarmer Kalkstandorte									
Typisierungs-kriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	1	4	42, 43	23 (24)	41	2 (31)	9 Buche	0-1	1-2	2, 4

In Klammern stehen die Merkmale, die weniger typisch sind, aber noch in die Variationsbreite des Typs fallen. In diesem Fall wurden die Merkmale V (Buchenwald), K (warm), W (trocken) und B (Kalk) für die Bezeichnung des Typs herangezogen. Die anderen Merkmale ergeben sich daraus indirekt und können auf der Objektebene weiter differenziert werden. In Abschnitt 7.4 werden die Typisierungskriterien für die verschiedenen Obergruppen von Biotopen spezifiziert. Dabei tritt auch der Fall auf, dass die Ausprägung bestimmter Merkmale aus der Bezeichnung des Typs nicht hervorgeht und für dessen Definition nicht wesentlich ist, sich aber de facto aus den naturräumlichen Verhältnissen des Bezugsraums ergibt (naturräumlich oder auch kulturhistorisch bedingte Korrelationen). Die Werte dieser Merkmale werden in eckigen Klammern gesetzt (s. z. B. 7.4.5.3).

Mit dieser Matrix können auch Typen hinsichtlich ihrer Homogenität geprüft werden. Je mehr Werte pro Feld zutreffen, umso heterogener und ungeeigneter für typusbezogene Bewertungen ist der Typ. Dies lässt sich am Beispiel der Erfassungseinheit „Niedermoor/Sumpf“ der früheren niedersächsischen Biotopkartierung (v. DRACHENFELS & MEY 1991) zeigen, die alle Typen gehölfreier Niedermoore und Sümpfe umfasst. Während das vorgenannte Beispiel des Buchenwalds trockenwarmer Kalkstandorte ein enges Spektrum aufweist, hat „Niedermoor/Sumpf“ eine große Varianz sowie eine ungenaue Bezeichnung.

Biotoptyp:	Niedermoor / Sumpf									
Typisierungs-kriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	6-8	2-7 (8)	2-4	0	1- 2,5	0	3,5,6 -	0-2	1-4	2, 4

Weiterhin kann anhand derartiger Tabellen für jede Obergruppe von Biotoptypen (z. B. Wald) die Bandbreite der möglichen Ausprägungen bestimmt werden, um dann im zweiten Schritt sicherzustellen, dass die Typen der Klassifikation insgesamt jeweils die gesamte Amplitude der zutreffenden Merkmale abdecken.

### 7.1.5.3 Merkmale des Standorts

Bei vegetationslosen und bei spärlich bewachsenen Lebensräumen ist der Standort einschließlich der abiotischen bzw. anthropogenen Raumstruktur das maßgebliche Kriterium für ihre Typisierung, Benennung und Kartierung, ggf. in Verbindung mit Nutzungstypen.

Bei Biotopen, die von Vegetation geprägt sind, wird der Lebensraum gleichermaßen von der Vegetationsstruktur bestimmt (s. 7.1.5.4). Der Standort wird dann

überwiegend bzw. vorrangig indirekt über die Zeigerwerte der Pflanzenarten angesprochen (s. 7.2.2). Bei Biotoptypen steht dennoch (anders als bei Pflanzengesellschaften) auch hier der Standort als Klassifikationskriterium im Vordergrund. So werden Biotope z. B. durch das Adjektiv „feucht“ gekennzeichnet.

Biotoptypen sind insbesondere durch folgende abiotische Standortparameter bestimmt (s. 3.4.2 und Tab. 58):

- **Wasserhaushalt:** Abgesehen von klimatischen und reliefbedingten Einflüssen (s.u.) sind der Grundwasser-Flurabstand, die stauende Wirkung von Boden- bzw. Gesteinsschichten, Überflutungen durch Oberflächengewässer sowie die Hydrologie von Gewässern (Fließgeschwindigkeit, Wasserstand usw.) für die Typisierung relevant. Bei den (semi-)terrestrischen Biotopen steht die Wasserversorgung des Bodens, die mit bestimmten Bodentypen korreliert ist, im Vordergrund. Bei den Gewässern sind Hydrologie und Raumstruktur grundsätzlich miteinander verknüpft. So sind Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit sowohl Kriterien des Wasserhaushalts als auch der Raumstruktur.
- **Nährstoffversorgung (Trophie):** Die Versorgung mit Nährstoffen (v. a. Stickstoff, Phosphor und Kalium) ist neben dem Wasserhaushalt für die meisten Biotoptypen besonders prägend und wird sowohl von natürlichen wie von anthropogenen Ursachen bestimmt.
- **Basenversorgung:** Die Extreme „kalkreich“ und „kalkarm“ differenzieren in einigen Obergruppen sehr verschiedene Biotoptypen (z. B. bei Magerrasen oder Wäldern), umso mehr, je nährstoffärmer die Standorte sind. Vielfach sind noch weitere Unterschiede innerhalb des Gradienten von extrem sauer bis kalkreich typisierbar (z. B. bei Mooren und nährstoffarmen Stillgewässern).
- **Besondere Stoffe:** Insbesondere hohe Salz- oder Schwermetallgehalte bedingen spezifische Biotoptypen (regional außerdem ultrabasische Serpentinegesteine). Auch Gipsstandorte weisen besondere Biotoptypen auf, wofür auch die hohe Wasserlöslichkeit und das dadurch bedingte Relief verantwortlich sind. Andere Stoffe wie v. a. anthropogene Schadstoffe (z. B. Dioxin) sind nicht für die Typisierung sondern lediglich für die Bewertung auf der Objektebene relevant.
- **Klima inkl. Höhenstufe:** Klimatische Unterschiede und damit zusammenhängende biogeographische Regionen sind insbesondere bei übergeordneten Klassifikationen (z. B. global oder europäisch) ein wesentliches Gliederungskriterium. Je kleiner der Bezugsraum ist, umso weniger tragen klimatische Unterschiede zur Differenzierung von Biotoptypen bei. Im Vordergrund stehen dabei folgende Merkmale:
  - **Kontinentalität:** Einige Biotoptypen (oder bestimmte Ausprägungen) sind innerhalb von Deutschland und auch von Niedersachsen auf stärker kontinental bzw. atlantisch geprägte Naturräume beschränkt und durch entsprechende Vegetationstypen gekennzeichnet (z. B. Steppenrasen bzw. Krähenbeer-Sandheiden).

➤ **Geländeklima:** Von vorrangiger Bedeutung sind reliefbedingte Extremstandorte mit trockenwarmem (steile Sonnhänge) bzw. feuchtkühlem Geländeklima (steile Schatthänge und Schluchten).

➤ **Höhenstufen:** Das spezifische Klima von Tiefland- bzw. Gebirgsstandorten differenziert v. a. Wald- und Grünlandbiotope. Hinzu kommen die spezifischen Biotope der Hochgebirge (oberhalb der natürlichen Waldgrenze). Einige mit Höhenstufen korrelierte Merkmale sind aber vorrangig relief- bzw. gesteinsbedingt (z. B. bei Bergbächen).

- **Substrat:** Die Bodenart bzw. Körnung des Substrats (z. B. Sand, Geröll) hat einerseits Einfluss auf Wasser-, Temperatur- und Nährstoffhaushalt, bedingt aber auch strukturelle Habitateigenschaften für Flora und Fauna (z. B. Eignung zum Bau von Höhlen bzw. Nestern im Boden, Durchwurzelbarkeit).
- **Geländegestalt:** Diese ist von natürlichen und anthropogenen Merkmalen des Reliefs oder durch Bauwerke bestimmt. In den meisten Fällen ist das Relief für die Typisierung nur indirekt, über seinen Einfluss auf Wasserhaushalt und Geländeklima relevant (s. o.). Besonderheiten des Reliefs wie Erdfälle oder Dünen sind zunächst Geotope, bei denen zu prüfen ist, ob sie auch spezifische Biotoptypen darstellen. Bei vegetationsarmen Extremstandorten ist das Relief in Verbindung mit dem Substrat vorrangiges Kriterium für die Typisierung (z. B. Felsen, Blockhalden). Dies gilt sinngemäß für Bauwerke.

Die genannten Standortparameter sind mit einer spezifischen Dynamik verknüpft. Dazu zählen mechanischen Einflüsse durch Wind, Wellenschlag, Strömung oder Hangrutschungen und Fluktuationen in Abhängigkeit von Witterungsextremen, Jahreszeiten bzw. wechselnden Wasserständen. Außerdem können sie nach ihrer Beeinflussung durch anthropogene Einflüsse skaliert werden.

Zwei Beispiele für Biotoptypen, die ausschließlich durch die abiotischen Standortbedingungen definiert sind:

- „Vegetationsarme, basenarme Binnendüne“: In dieser Bezeichnung sind die Geländegestalt und die Basenversorgung angesprochen. Das Fehlen bzw. die spärliche Entwicklung von Vegetation ist neben dem Dünenrelief ebenfalls ein Merkmal der Raumstruktur. Diese Merkmale implizieren, dass es sich um vorwiegend trockene, nährstoffarme Böden handelt. Außerdem ist aus der Bezeichnung "Binnen-" zu schließen, dass die besondere Standortdynamik von Küstendünen (häufige Stürme, Sturmfluten) sowie Salzeinfluss nicht gegeben sind. Daher ist dieser Biotoptyp durch vier Merkmale hinreichend gekennzeichnet (Geländegestalt, Vegetationsstruktur, Basenversorgung und naturräumliche Lage). Zu klären ist aber, in welchem Umfang der Standort „Binnendüne“ den Biotoptyp gegenüber anderen trockenen Sandstandorten kennzeichnet. Aus biologischer Sicht ist festzustellen, dass sich die Biozönose kaum von aufgelassenen Sandgruben oder Trockenstandorten auf (glazi-)fluvialen Sanden unterscheidet. Daher ist die Eigenschaft „Düne“ (Flugsandhügel) eher ein geomorphologisches Attribut als ein maßgebliches Biotopkriterium. Im Hinblick auf die Bewertung der Naturnähe, auf Zusatzinformationen zum Landschaftsbild oder auf die Zuordnung zu

gesetzlich geschützten Biotoptypen bzw. FFH-Lebensraumtypen ist dieses Attribut aber relevant, so dass es bei der Typisierung zu berücksichtigen ist.

- „Trockenwarme, offene Kalkschutthalde natürlicher Entstehung“: Diese Bezeichnung berücksichtigt sechs Merkmale: das Mikroklima (warm), die Wasser- (trocken) und Basenversorgung (kalkreich), die Vegetationsstruktur (offen, nicht bewaldet), das Substrat (Schutt) sowie das Relief einschließlich seiner Entstehung (natürliche Halde) und impliziert die für Schutthalden typische Dynamik. Weitere Parameter wie Nährstoffversorgung oder Nutzung sind bei derartigen Biotopen nicht relevant. Ggf. kann noch ein Attribut zur Vegetation ergänzt werden.

#### 7.1.5.4 Merkmale der Vegetation

Die Mehrzahl der Biotope Mitteleuropas ist durch Vegetation geprägt. Pflanzen haben dabei – wie in Abschnitt 3.4.5 erläutert – in zweierlei Hinsicht Bedeutung für die Typisierung von Biotopen:

- 1) Sie prägen die Eigenschaft von Biotopen durch ihre Struktur, ihren Einfluss auf Mikroklima und Boden sowie ihre Funktion als Habitat von Tieren. Je stärker eine Pflanzenart die Struktur des Biotops bestimmt, umso wichtiger ist sie i. d. R. für dessen Typisierung. Vielfach ist nicht eine einzelne Art, sondern eine Gruppe von Arten mit bestimmten Wuchsformen maßgeblich (z. B. Hochstaudenflur, Röhricht).
- 2) Sie indizieren wesentliche Standorteigenschaften des Biotops, die in der Kartierungspraxis nicht unmittelbar gemessen werden können. Sie dienen somit der standortbezogenen Ansprache und Abgrenzung der von Vegetation geprägten Biotoptypen. Diese Indikatoren gehören bestimmten ökologischen Gruppen an (z. B. Nässe- oder Nährstoffzeiger), müssen aber keine pflanzensoziologischen Kennarten sein. Gleichzeitig indiziert die Artenzusammensetzung durch ihre Korrelation mit der Nutzung die Naturnähe der von Vegetation geprägten Biotope.

Wie mehrfach angesprochen wurde, sind Biotoptypen zwar oft kongruent mit Pflanzengesellschaften, aber grundsätzlich etwas Anderes. Daher sollten für ihre Klassifikation und Benennung keine pflanzensoziologischen Bezeichnungen übernommen werden. Im Namen eines Biotoptyps sollten Pflanzenarten dann enthalten sein, wenn sie als dominante bzw. strukturprägende und zugleich hochstete Arten mit diesem Typ untrennbar verbunden sind, wie z. B. bei einem Buchenwald oder Schilfröhricht. Ein Wiesentyp, der aus verschiedenen Arten mit wechselnden Anteilen bestehen kann, sollte dagegen nicht anhand von Pflanzenarten benannt werden. Dazu drei Beispiele, ausgehend von Pflanzengesellschaften:

- Orchideen-Buchenwald (*Carici-Fagetum*): Buchen prägen den Biotop dieser Pflanzengesellschaft obligatorisch, Orchideen oder Seggen müssen aber nicht vorkommen, da es weitere für den Standort kennzeichnende Arten gibt (z. B. Echte Schlüsselblume, Schwalbenwurz oder Blaugras). Entscheidende Standortmerkmale

sind Kalkreichtum, Trockenheit und Sonnenexposition, verbunden mit einem steilen Hang oder einer flachgründigen Kuppe bzw. Kammlage. Der Typ sollte daher in etwa folgenden Namen tragen: „Buchenwald trockenwarmer Kalkstandorte“ (s. 7.1.5.1).

■ Salbei-Glatthaferwiese (*Arrhenatheretum salviaetosum pratensis*): Es handelt sich hierbei um artenreiche, wenig gedüngte Wiesen auf mäßig trockenen Kalkstandorten. Sie nehmen in der Nährstoffversorgung eine Mittelstellung zwischen Kalkmagerrasen und stärker gedüngten Fettwiesen, in der Wasserversorgung zwischen Trockenrasen und Feuchtgrünland ein. Diese Mittelstellung wird als „mesophil“ bzw. „mesophytisch“ bzw. im Englischen als „mesic“ bezeichnet. Diese Wiesen sind oft, aber nicht immer von Glatthafer geprägt. Andere prägende Gräser sind z. B. Flaumiger Wiesenhafer, Goldhafer oder Wiesen-Rispengras. Der Wiesen-Salbei kommt nicht in allen Wiesen dieser Standorte vor, insbesondere nicht in den nördlichen Landesteilen. Es gibt eine große Zahl weiterer Arten, die diese Nutzungsform auf diesem Standort ebenso gut kennzeichnen. Dazu zählen v. a. Arten, die ihren Schwerpunkt in Kalkmagerrasen haben, aber auf mäßig gedüngte, etwas weniger trockene Wiesen übergreifen, z. B. Echte Schlüsselblume oder Kleiner Wiesenknopf. Daraus folgt, dass der Biotoptyp nicht nach Pflanzenarten benannt werden sollte, da keine bestimmte zwingend vorkommen muss. Auch die idealtypische Nutzung als Mähwiese trifft nicht immer zu, da auch eine extensive Weidenutzung in Verbindung mit Pflegeschnitten zur Erhaltung dieses Grünlandtyps geeignet ist. Demnach wären geeignete Biotopbezeichnungen: „Mageres mesophiles Grünland auf Kalk“ oder „Artenreiches Grünland auf mäßig trockenen Kalkstandorten“.

■ Borstgrasrasen (*Nardetalia*): Dieser Vegetationstyp kennzeichnet eine bestimmte Ausprägung von Magerasen, in dem das Borstgras mit hoher Stetigkeit vorkommt, während es anderen Magerrasen- oder Grünlandtypen weitgehend fehlt. Daher wird dieser Vegetationstyp regelmäßig auch zur Benennung entsprechender Biotoptypen verwendet (s. Kap. 5 und 6). Allerdings gibt es auch Ausprägungen von *Nardetalia*-Gesellschaften, in denen das Borstgras nur in geringer Stetigkeit und Individuenzahl auftritt. Dies gilt insbesondere für die artenreichen gemähten Ausprägungen auf etwas basenreicheren Standorten im Bergland. Nach der Übersicht von PEPLER-LISBACH & PETERSEN (2001) liegt die Stetigkeit dieser Art in sieben von elf Assoziationen der *Nardetalia* in der Kategorie V (> 80 %), in den übrigen vier zwischen 0 (kein Vorkommen) und IV (60–80 %).

Anders als andere Magerrasentypen umfassen die Borstgrasrasen hinsichtlich der Wasserversorgung eine breite Amplitude von mäßig trocken bis feucht. Im Gegensatz zu Sandtrockenrasen haben die Böden i. d. R. einen höheren Lehm- und/oder Humusanteil. Daher sollte auch für diesen Typ eine sinnvolle Biotopbezeichnung gefunden werden, selbst wenn diese zwangsläufig etwas länger sein muss, z. B. „Bodensaurer Magerrasen mäßig trockener bis feuchter Standorte“ oder noch genauer: „Magerrasen mäßig trockener bis feuchter, lehmiger oder humoser, kalkarmer Böden“. Geht es aber um einen Typ, der per Definition

immer Borstgras enthält (andernfalls wäre es nicht dieser Typ), kann die Art zur Verdeutlichung auch in einer Biotopbezeichnung verwendet werden, z. B. „Artenarmer Borstgras-Magerrasen verdichteter Böden“.

#### 7.1.5.5 Merkmale der Zoozönose

Grundsätzlich sind auch die Habitatansprüche von Tierarten bei der Typisierung von Biotopen zu berücksichtigen. Sie begründen z. B. die Relevanz dominanter Baumarten (z. B. Eiche oder Buche) oder vegetationsloser Strukturen (z. B. Lehm- und Lösswände) für die Klassifikation. Für die Typisierung von Biotopen ist die Fauna aber unmittelbar nur dann geeignet, wenn sie ihre Struktur in erkenn- und abgrenzbarer Weise prägt oder wenn sie bestimmte Standorte ähnlich wie sonst die Vegetation kennzeichnet. Klammert man Strukturen unterhalb der topischen Dimension (z. B. Ameisenhaufen, Biberdämme) aus, so gilt dies im Wesentlichen nur für marine Lebensräume wie Korallenriffe, größere Muschelbänke oder Meeresgebiete mit einer bestimmten Benthosfauna.

#### 7.1.5.6 Merkmale von Nutzungen und Funktionen

Menschliche Nutzungen sind einerseits ein Standortfaktor, der die natürlichen abiotischen Standortbedingungen mehr oder weniger modifizieren oder völlig verändern kann, andererseits können sie sich auch unmittelbar auf Vegetation und Fauna auswirken. Für das Verständnis nutzungsbedingter Biotoptypen ist der Bezug zur Nutzungsart wichtig, für ihre Definition und Kartierung aber vorrangig ihre sichtbare Auswirkung auf Biotop und Biozönose. Je stärker ein Biotop durch eine bestimmte Nutzung geprägt und je geringer seine Bedeutung für den Naturschutz ist, umso eher kann die Bezeichnung eines Nutzungstyps auch den Biotoptyp hinreichend kennzeichnen. In Abschnitt 3.4.3 wurden vier Fälle beschrieben:

- 1) Eine aktuelle Nutzung bedingt den jeweiligen Biotoptyp und ist zu seiner Erhaltung notwendig. Dabei können zwei Varianten unterschieden werden:
  - 1a) Der Biotoptyp ist durch bestimmte Nutzungen entstanden, aber gleichermaßen durch natürliche Standortbedingungen bestimmt, z. B. Kalk-Magerrasen oder Sand-Heide. Nutzung und Standort bedingen eine spezifische Biozönose.
  - 1b) Der Biotop bzw. ein Komplex von Habitaten wird vollständig und dauerhaft durch eine bestimmte Nutzung bestimmt und nicht oder wenig durch natürliche Standortbedingungen. Er hat deswegen keine besondere oder nur eine sehr eingeschränkte Bedeutung für den Naturschutz, z. B. Kläranlage, Autobahn, Friedhof. Man kann zwar derartige Bereiche auf diverse Biotoptypen aufteilen (z. B. Gehölze, Rasen, Bauwerke), wie dies in einzelnen Biotopschlüsseln obligatorisch oder fakultativ vorgeesehen ist. Ohne Bezug auf die spezifische Funktion

fehlt aber eine entscheidende Information. In der Praxis ist in solchen Fällen der Nutzungstyp wesentlicher als die Anteile von Vegetationsflächen (z. B. innerhalb einer Kläranlage)

- 2) Ein Biotoptyp ist nicht von einer Nutzung abhängig, kann aber von einer Nutzung beeinflusst und u.U. auch gefährdet sein. Die Nutzung ist für die Typisierung nicht (oder nur nachrangig) maßgeblich: z. B. Buchenwald. Zu dieser Kategorie gehören auch Funktionen, die einen Biotop nur indirekt beeinflussen, aber für seine Bewertung relevant sind. Dies gilt z. B. für einen Magerrasen auf der Piste eines Segelflugplatzes oder auf einem Deich (entscheidend ist jeweils die Mahd, die Funktion nur mittelbar).
- 3) Eine Nutzung ist indifferent. Sie hat keinen relevanten Einfluss auf die Beschaffenheit des Biotops, z. B. die Erholungsnutzung eines Waldes.
- 4) Eine historische Nutzung wird nicht mehr ausgeübt, hat aber zur Entstehung eines Biotops oder bestimmter Biotopstrukturen geführt. Beispiele: Entwicklung eines Stillgewässers durch früheren Kiesabbau, Entstehung einer Felswand durch früheren Gesteinsabbau, Prägung der Artenzusammensetzung und Struktur eines Eichen-Hainbuchenwaldes durch frühere Mittelwaldnutzung.

Im Fall 3 ist die Nutzung für die Typisierung ohne Belang. In den Fällen 1a und 2 muss die Nutzung nicht unbedingt Bestandteil der Typbezeichnung sein, ist aber eine wichtige Zusatzinformation. Wie die Gegenüberstellung verschiedener Klassifikationen in Kapitel 6 zeigt, kann sie entweder Subtypen auf der untersten Hierarchiestufe kennzeichnen (wenn es unmittelbar mit dem Biotop zusammenhängende Nutzungen sind wie Mahd oder Beweidung), oder bestimmte Nutzungstypen können als Zusatzmerkmal angehängt werden. Keinesfalls sind Nutzungs(struktur)typen wie „Deich“, „Fischteich“ oder „Hohlweg“ als Biotoptypen zu betrachten, da sie sehr unterschiedliche Standortverhältnisse und Biozöosen aufweisen können und erst mit diesen zusammen als Biotoptypen gekennzeichnet werden können (z. B. DRS = Deich mit Sandmagerrasen oder RSD = Sandmagerrasen auf einem Deich).

Im Fall 1b ist es aus pragmatischen Gründen zweckmäßig, die Nutzungstypen als eigene Erfassungseinheiten in die Klassifikation zu integrieren. Zusätzlich kann fakultativ eine Zuordnung zu Biotoptypen erfolgen, wenn es im Einzelfall erforderlich ist. Wichtig ist, dass naturnähere Biotope innerhalb von Flächen mit besonderen Funktionen gesondert erfasst werden (z. B. ein Magerrasen innerhalb eines Golfplatzes). Es sollte daher festgelegt werden, dass die Typisierung bei naturnäheren Biotopen von Standort und Vegetation bestimmt wird, bei stark anthropogen geprägten dagegen vorrangig von der Nutzung. Komplexe innerhalb von Flächen eines Nutzungstyps sind entsprechend zu differenzieren. Bei Gebäuden müssen nur solche Funktionen berücksichtigt werden, die für den Kartierungszweck relevant sind. So ist es für die Biotopqualität gleichgültig, ob ein Hochhaus ein Wohnhaus, ein Verwaltungsgebäude oder Teil einer Universität ist. Für Grün- und Stadtplanungen kann diese Funktion aber relevant sein, so dass zumindest auf der Ebene von Siedlungskomplexen Nutzungstypen fakultativ vorgesehen werden sollten.

In Fallgruppe 4 ist die Art der Entstehung vielfach für die Bewertung der Biotope relevant (Natürlichkeit, Ersetzbarkeit, kulturhistorische Bedeutung). Sie sollte daher auf einer unteren Hierarchiestufe oder durch Zusatzmerkmale berücksichtigt werden.

Grundsätzlich gilt für Nutzungen, dass es dafür gesonderte Kartenwerke bzw. Signaturen in topographischen Karten gibt, so dass sie weitgehend durch Überlagerung im GIS den kartierten Biotopen zugeordnet werden können. Biotopklassifikationen sollten daher nicht mit Informationen zur Flächennutzung überfrachtet werden.

Von besonderer Relevanz für viele schutzwürdige Biotope ist die Art der landwirtschaftlichen Nutzung. Diese kann allerdings nur teilweise bei einer Begehung im Rahmen der Kartierung unmittelbar erfasst werden. So lässt sich zwar z. B. erkennen, dass eine Grünlandfläche gerade mit Rindern beweidet wird. Ob sie aber zusätzlich gemäht und ob gedüngt wird, ist zu diesem Zeitpunkt nicht unmittelbar festzustellen, sondern allenfalls aus Merkmalen der Vegetation hypothetisch abzuleiten. Eine präzise Nutzungstypisierung erfordert also vielfach die Auswertung weiterer Quellen bzw. die Befragung von Ortskundigen. Dies gilt naturgemäß noch mehr für historische Nutzungen, die nur bei langlebigen Strukturen (z. B. in Wäldern) noch ablesbar sind. Ansonsten ist die Auswertung historischer Karten und sonstiger kulturschichtlicher Quellen erforderlich.

Neben der spezifischen Nutzung oder Funktion eines Biotops ist auch der Grad der daraus resultierenden Beeinflussung durch den Menschen (Hemerobie) bewertungs- und somit auch typisierungsrelevant (s. 4.2.1). Dies gilt insbesondere für Biotope, deren Natürlichkeitsgrad bzw. Nutzungsintensität eine große Bandbreite umfassen kann, z. B. Fließgewässer (von natürlich bis künstlich). Daher kann auch die Auswirkung der Nutzung auf den Natürlichkeitsgrad Gegenstand der Benennung sein, insbesondere aufgrund des besonderen gesetzlichen Schutzstatus naturnaher Ausprägungen (s. 7.1.3, 7.1.5).

#### 7.1.5.7 Größenmerkmale

Grundsätzlich hat jeder Biotoptyp eine Mindestgröße (-breite, -länge, -höhe), um die Kriterien eines Biotops (der per Definition eine Mindestgröße hat) zu erfüllen. Außerdem sind bestimmte Biotoptypen schon in der Alltagssprache durch Größenunterschiede differenziert (z. B. Wald und Feldgehölz, Fluss und Bach, Weiher und See, Stein und Felsen). Daher haben bestimmte Typen auch eine Obergrenze. Während die Mindestgröße an sich dem Biotopbegriff immanent ist, bedarf ihre genaue Festlegung einer pragmatischen Konvention, da sie nur nach der Größenordnung (die mit qualitativen Mindestanforderungen korreliert ist), nicht aber im Detail wissenschaftlich zu belegen ist. Quantitative Kriterien sind Teil der Typisierung, da sie den Umfang der jeweiligen Klasse mit bestimmen und weil sie Voraussetzung für vergleichbare Daten sind.

### 7.1.5.8 Fazit

Für die Typisierung von Biotoptypen sind grundsätzlich Merkmale der Standorte, Raumstruktur und menschlicher Nutzungen zu berücksichtigen. Die für die Abgrenzung wichtige Raumstruktur ist dabei je nach Ausprägung des Biotops ein Parameter des Standorts (z. B. Felsen), der Vegetation (z. B. Hecke), der Zoozönose (z. B. Muschelbank) oder der Nutzung (z. B. Acker). Bei Biotoptypen mit Vegetation ist neben der Struktur i. d. R. auch die Artenzusammensetzung der Pflanzendecke relevant. Für die Benennung der Typen sollten die jeweils wichtigsten Eigenschaften herangezogen werden. Die Varianz der Merkmalsausprägung sollte innerhalb eines Typs möglichst gering sein. Dabei ist auch die Naturnähe bzw. der Grad der anthropogenen Prägung zu beachten.

Die Bezeichnungen der Biotoptypen müssen so eindeutig und selbsterklärend wie möglich formuliert werden. Da sie aber aus praktischen Gründen nicht zu lang sein sollten, sind sie auf die wichtigsten Merkmale zu beschränken. Sie können eine zusätzliche Definition nicht entbehrlich machen (s. 7.1.7).

Da die Ergebnisse der Kartierungen möglichst auch für Nichtfachleute nachvollziehbar sein sollten, sind allgemein verständliche Begriffe zu bevorzugen (z. B. Bach statt Rhithral).

Grundsatz 17: Die Bezeichnungen von Biotoptypen sollen möglichst eindeutig und selbsterklärend sein sowie einen Bezug zum Standort, zur Biotopstruktur und/oder eine diese prägende Nutzung haben. Namen von Pflanzengesellschaften sind im Regelfall nicht zu übernehmen. Im Hinblick auf die Umsetzung in der Praxis sollten allgemeinverständliche Begriffe bevorzugt werden.

Untertypen sollten – im Hinblick auf Biotoptypenlisten, Kartenlegenden und typusbezogene Bewertungen – eine vollständige Bezeichnung erhalten, die auch ohne die betreffende Obereinheit verständlich ist. Beispiele für Einheiten, deren Bezeichnungen für sich betrachtet (ohne Blick auf die Obereinheit) zum Verständnis nicht ausreichen, sind (aus: LUA BRANDENBURG 2007):

- „02141 naturnah, unbeschattet (SSU)“ [Untertyp von „02140 Staugewässer/Kleinspeicher (SS)“]
- „03310 von Moosen dominierte Bestände (RXM)“ [Untertyp von „03300 Sonstige Spontanvegetation auf Sekundärstandorten (RX)“]

Merkmale von Biotopen, die in der Hierarchie nachrangig sind und die bei verschiedenen Biotoptypen relevant sind (z. B. Weidenutzung, Brachestadium), sollten der besseren Übersicht wegen als gesonderte Zusatzmerkmale klassifiziert und typisiert werden.

Dies gilt auch für bewertungsrelevante Standorttypen, die sich mit verschiedenen Biotoptypen überschneiden können. Eine Vermischung von Standort-, Nutzungs- und Biotoptypen ist zu vermeiden. Notwendig ist vielmehr ihre Kombination nach festgelegten Regeln. Zu beachten ist auch, dass Typbezeichnung und Definition im Einklang stehen (s. 7.1.7).

### 7.1.6 Codierung von Biotoptypen

Ausdrücke zur verkürzten Bezeichnung von Klassen werden als Notationen bzw. in der Datenverarbeitung der Biotopkartierung meist als Codes bezeichnet. Codes können aus Zahlen, Buchstaben, Sonderzeichen oder einer Kombination daraus bestehen. Buchstaben-codes können wie Zahlen als abstrakte Gliederungsangaben verwendet werden oder aber einen inhaltlichen Bezug zum Biotoptyp haben (im Sinne von Abkürzungen seiner Bezeichnung oder bestimmter Eigenschaften, z. B. RS: R = Rasen, S = Sand). In Niedersachsen hat sich die Verwendung von sinnfälligen Buchstabencodes bewährt. Sie lassen sich gut einprägen und werden in der Praxis auch bei der Diskussion von Kartierungsergebnissen meist an Stelle der zwangsläufig sehr viel längeren Typbezeichnungen verwendet. Sie sind zudem gut für die Beschriftung der Biotopflächen in Karten geeignet. Aufgrund der begrenzten Zahl von Buchstaben und der Tatsache, dass einige Biotopbezeichnungen dieselben Abkürzungen haben (z. B.: „WB“ wäre ein geeigneter Code für „Buchenwald“ und für „Bruchwald“), steht allerdings nicht für jeden Biotoptyp eine Codierung mit inhaltlichem Bezug zur Verfügung. Zusätzlich sind Zahlen-codes erforderlich, um als Gliederungsziffern die Hierarchie der Klassifikation festzulegen.

Grundsatz 18: Die Biotoptypen und ihre Obereinheiten müssen mit Kennziffern für die hierarchische Gliederung der Klassifikation versehen werden und sollten außerdem sinnfällige Buchstabencodes für die praktische Arbeit erhalten.

Aus Sicht der Praxis sollte die Länge der Codes begrenzt werden, weil andernfalls die Fehlerquote bei der Datenerfassung und -eingabe steigt sowie die Einprägsamkeit und die Eignung zur Beschriftung von Karten abnimmt (wie in Kapitel 6 bei einzelnen Schlüsseln gezeigt wurde; vgl. auch das Beispiel in 7.1.1.2). Daher sollten die Codes aus nicht mehr als drei, maximal vier Buchstaben bzw. (ggf. zweistelligen) Zahlen bestehen (z. B. WMKB oder 01.03.08.01). Dabei ist es von Vorteil, wenn der vierte Buchstabe bzw. die vierte Zahl für lokale Untertypen zur freien Verfügung steht. Wichtige Zusatzmerkmale sollten als gesonderte Codes mit abweichendem Format angehängt werden (z. B. **GNR.w** = Grünland/Nass/nährstoff-Reich/beweidet). Bei den unteren Hierarchiestufen der Klassifikation kann durch eine hinreichend enge Fassung der übergeordneten Klasse vermieden werden, dass mehr als 9 Untertypen erforderlich sind. So können im Zahlencode Stellen eingespart werden (z. B. 01.03.8.1).

### 7.1.7 Inhaltliche Definition von Biotoptypen

Wie bereits erwähnt wurde, können auch gut verständliche Bezeichnungen von Biotoptypen textliche Definitionen nicht ersetzen. Diese müssen folgende Punkte beschreiben (s. Abb. 17):

- die idealtypische Ausprägung,
- die minimal erforderliche Ausstattung (Mindestqualitäten und ggf. auch Mindestgrößen) und
- die maßgeblichen Unterschiede zu ähnlichen Typen.

Die Grenzwerte des Typs (minimale oder maximale Ausprägungen maßgeblicher Merkmale) bestimmen seine Extension, also die Menge der zugehörigen Biotope. Die Beschreibung der idealtypischen Ausprägung ist nicht nur für die Kartierung, sondern auch als Referenz für objektbezogene Bewertungen (Diversität, Vollständigkeit, Erhaltungszustand) von Bedeutung. Außerdem verkörpert sie bei schutzwürdigen Biototypen das Leitbild für Schutz, Pflege und Entwicklung.

Die Biototypen sind hinsichtlich aller relevanten Merkmale (Standort, Vegetation etc.) zu beschreiben. Bei Biototypen, die eine spezifische Vegetation aufweisen, ist zusätzlich die Auflistung aller oder der wichtigsten kennzeichnenden Pflanzenarten ratsam. Zweckmäßig ist auch die Nennung der zugehörigen Pflanzengesellschaften. Nicht sachgerecht ist jedoch, wenn sich die Definition eines Biototyps auf die Nennung von Pflanzengesellschaften beschränkt (wie z. B. vielfach bei RIECKEN et al. 2006).

Grundsätzlich gelten für alle Biototypen Mindestanforderungen, die folgende Begründungen haben können:

- ökologische Kriterien: Mindestgrößen (z. B. eines Waldes) und -qualitäten (z. B. eines naturnahen Bachlaufs)
- technischen Kriterien: Mindestgrößen in Abhängigkeit vom Kartenmaßstab
- rechtliche Kriterien: gesetzliche Vorgaben, z. B. für einen gesetzlichen Schutzstatus

Diese Angaben müssen dementsprechend in der Definition der Erfassungseinheiten enthalten sein. Soweit sie grundsätzlich alle Typen einer größeren Klasse (z. B. Wälder) betreffen, können sie natürlich auch für diese gesamte Klasse vorgegeben werden.

Bei der Definition eines Typs ist auch zu beachten, mit welchen anderen Typen er verwechselt werden könnte. Dabei müssen meist mindestens zwei Merkmale bzw. zwei Richtungen von Gradienten betrachtet werden (symbolisiert durch A und B in Abb. 17). So muss z. B. ein Bodensaurer Buchenwald sowohl hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung als auch hinsichtlich des Standorts (indiziert durch die Krautschicht) von anderen Einheiten unterschieden werden (z. B. gegenüber einem Eichenmischwald mit Buchenanteil und gegenüber Buchenwäldern basenreicher Standorte). Diese Abgrenzungskriterien müssen umso präziser formuliert werden, je wichtiger die Unterscheidung für den Datenbestand bzw. für die Umsetzung der Kartierungsergebnisse ist. Besonders zu beachten ist die Trennung von gesetzlich geschützten und nicht geschützten Biototypen, aber auch von

seltener bzw. stark gefährdeter Biototypen gegenüber weniger schutzbedürftigen.

Grundsätzlich ist zu beachten, dass Typbezeichnung und Definition kongruent sind. Dies sollte eigentlich selbstverständlich sein, ist aber bei vorliegenden Klassifikationen nicht immer gegeben. Bei den Analysen in den Kapiteln 5 und 6 wurden folgende Abweichungen festgestellt:

- Die Definition ist enger gefasst, als die Typenbezeichnung erwarten lässt. Beispiel: „Niedermoor/Sumpf“ (v. DRACHENFELS & MEY 1991) umfasst nicht alle Niedermoore und Sümpfe, sondern nur wald- und gebüschfreie Ausprägungen mit bestimmten Vegetationstypen (z. B. ohne Bruchwälder und Nasswiesen). Genauer wäre die (zwangsläufig längere) Bezeichnung: „Niedermoor/Sumpf mit Seggen- und Binsenrieden, Staudenfluren und Röhrichtern“.
- Die Definition ist weiter gefasst, als die Typenbezeichnung erwarten lässt. Beispiel: FFH-LRT 3260 „Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des *Ranunculion fluitantis* und des *Callitricho-Batrachion*“. Nach der Definition des Interpretation Manuals (EUROPEAN COMMISSION 2007) sind auch Bäche einbezogen sowie Bestände von Wassermoosen, die nicht zu den genannten Pflanzengesellschaften gehören. Außerdem sollen nur naturnahe Gewässer berücksichtigt werden. Da pflanzensoziologische Begriffe bei Biototypen zu vermeiden sind, wäre die richtige Bezeichnung: „Naturnahe Fließgewässer mit flutender Wasservegetation oder Wassermoosen“.
- Die Definition bezieht Ausprägungen ein, die eindeutig von der Typbezeichnung abweichen. Beispiel: FFH-LRT 91E0 „Auen-Wälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)“. Nach der Bezeichnung dürften nur Auwälder gemeint sein, die Schwarz-Erle und/oder Gewöhnliche Esche enthalten sowie gleichzeitig zu einem der drei pflanzensoziologischen Verbände gehören. Tatsächlich umfasst die Definition auch reine Grauerlen-, Pappel- und Weiden-Auwälder, nicht aber Hartholzauwälder großer Flüsse (z. B. der Assoziation *Fraxino-Ulmetum*), die zur Einheit 91F0 gehören. In diesem Fall müsste der Typ somit heißen: „Erlen- und Eschen-Auwälder an Bächen und kleinen Flüssen sowie Weiden- und Pappel-Auwälder“.

Derartige Abweichungen sind so weit wie möglich zu vermeiden. Die gebotene Beschränkung bei der Länge einer Typbezeichnung bedingt, dass zumindest der

Definition von Biototypen als Erfassungseinheiten		
Abgrenzung zu anderen Typen ■ Merkmal A	<b>idealtypische Ausprägung</b> ■ Standort ■ Struktur ■ ggf. Artzusammensetzung ■ ggf. Nutzung	Abgrenzung zu anderen Typen ■ Merkmal B
📄 technische Hinweise für die Kartierung 🖨️	Mindestanforderungen ■ Größe ■ Qualität	§ Referenz zu gesetzlichen Vorgaben §

Abb. 17: Aufbau einer umfassenden Definition von Biototypen in Kartieranleitungen



erste Fall nicht völlig zu umgehen ist (d. h. die Typbezeichnung ist allgemeiner gehalten, da nicht alle maßgeblichen Merkmale berücksichtigt werden können). Bei Typbezeichnungen, die von Gesetzen oder Richtlinien vorgegeben, also nicht mehr zu verändern sind, kann es zweckmäßig sein, dass sie für die praktische Umsetzung mit präziser gefassten Erfassungseinheiten hinterlegt werden.

Zu bedenken ist, dass die Anforderungen an eindeutige Typbezeichnungen umso höher werden, je größer der Bezugsraum und damit die Zahl der Typen ist. Im Fall des oben stehenden Beispiels von 91E0 ist die vorgeschlagene Bezeichnung aus deutscher Sicht hinreichend bestimmt, nicht aber aus europäischer. Da es in Anh. I der FFH-Richtlinie auch einen Typ 92A0 mit mediterranen Weiden- und Pappel-Auwäldern gibt, müsste eine eindeutige Bezeichnung von 91E0 also lauten: „Erlen- und Eschen-Auwälder an Bächen und kleinen Flüssen sowie Weiden- und Pappel-Auwälder der gemäßigten Klimazone“.

**Grundsatz 19:** Biotoptypen erfordern Definitionen, welche die idealtypische Ausprägung, die Mindestqualität und die Unterschiede zu ähnlichen Typen beinhalten. Typbezeichnung und -definition müssen inhaltlich kongruent sein.

Die technischen Hinweise der Definition (s. Abb. 17) beinhalten neben Angaben zu methodisch bedingten Mindestgrößen u. a. Angaben zur Erkennbarkeit in Luftbildern oder geeigneten Kartierungsmonaten.

Die Referenz zu gesetzliche Vorgaben betrifft insbesondere die besonders geschützten Biotoptypen (nach § 30 BNatSchG und den entsprechenden Bestimmungen der deutschen Bundesländer) und die FFH-LRT. Bei jedem Biotoptyp muss angegeben werden, ob er zu einem gesetzlich geschützten Biotoptyp bzw. zu einem FFH-LRT gehört (und falls ja, zu welchem oder welchen). Sofern diese Zugehörigkeit nur bestimmte Ausprägungen des Typs betrifft, müssen diese gesondert definiert werden.

Zur Verdeutlichung eine Definition des Biotoptyps „Erlen-Bruchwald“ (ohne technische Hinweise und Schutzstatus), aufbauend auf der Definition der Erfassungseinheit 1.11 (WA) bei v. DRACHENFELS (2004):

Wälder auf ganzjährig nassen, i. d. R. torfigen Standorten mit Dominanz von Schwarz-Erle. Krautschicht durch Bruchwaldarten mit höheren Ansprüchen an die Nährstoffversorgung gekennzeichnet. Einbezogen sind waldartige Erlen-Aufforstungen mit einer Krautschicht aus Nässezeigern sowie mäßig entwässerte Erlen-Bruchwälder, deren Krautschicht noch individuenreiche Bestände einer oder mehrerer Bruchwaldarten aufweist. Nicht einbezogen sind Erlenwälder mit hohem Anteil von Arten der Auwälder oder der mesophilen Laubwälder. Die Mindestgröße beträgt bei Beständen im Offenland ca. 1000 m<sup>2</sup>, bei Beständen innerhalb anderer Wälder ca. 100 m<sup>2</sup>.

Die Bruchwaldarten im Sinne dieser Definition müssen möglichst vollständig aufgeführt werden. Zur Verdeutlichung trägt eine Gegenüberstellung ähnlicher Biotoptypen bei (orientiert an KARL 1998, Biotoptypen gemäß v. DRACHENFELS 2004):

Abgrenzung zu ähnlichen Biotoptypen (genannt werden die entscheidenden abweichenden Merkmale des anderen Typs):

- Birken-Bruchwald (WB): Birkenanteil deutlich > 50 %, Mischbestände mit etwa gleichen Anteilen von Erle und Birke werden als Erlen-Bruchwälder eingestuft.

- Erlen- und Eschen-Sumpfwald (WNE): wechsellasse, mineralische Standorte, Beteiligung von Esche und/oder Krautschicht mit geringem Anteil typischer Bruchwaldarten.
- Erlen- und Eschenwald der Auen- und Quellbereiche (WE): Krautschicht von Arten der Auwälder und mesophiler Wälder geprägt, Bruchwaldarten fehlen weitgehend, oft Beimischung oder Dominanz von Esche.
- Erlenwald entwässerter Standorte (WU): Krautschicht aus Entwässerungszeigern, allenfalls wenige Exemplare von Bruchwaldarten.
- Laubforst aus einheimischen Arten (WXH) mit Erlen-dominanz: Aufforstungen auf entwässerten Standorten oder mäßig feuchten Mineralböden. Nässezeiger fehlen weitgehend.

## 7.1.8 Behandlung von Biotopkomplexen und -übergängen

Biotoptypen sind per Definition in der topischen Dimension homogene Einheiten (s. 7.1.1.1). Biotopkomplexe sind daher typologisch und bei der Kartierung in ihre Bestandteile zu zerlegen, damit die einzelnen Biotoptypen erfasst werden können. Wie in Abschnitt 3.4.7 dargestellt können aber auch Biotopkomplextypen gebildet werden. Grundsätzlich gibt es folgende Möglichkeiten, wie mit Biotopkomplexen verfahren werden kann:

- Biotopkomplexe werden immer in die enthaltenen Biotoptypen unterteilt. Es ist dabei ausschließlich eine technische Frage des Kartierungs- oder Darstellungsmaßstabs, ob die einzelnen Biotoptypen auch gesondert abgegrenzt werden, oder ob lediglich ihre Flächenanteile an der umgrenzten Fläche (Polygon) angegeben werden. Eins von beiden ist obligatorisch, da andernfalls keine genauen typbezogenen Flächenbilanzen möglich sind.
- Biotopkomplexe werden zusätzlich als Komplextypen definiert und erfasst. Dazu ist neben der Klassifikation der Biotoptypen auch eine gesonderte der Biotopkomplextypen erforderlich. Bei der zusätzlichen Typisierung von Biotopkomplexen ergeben sich spezifische Probleme, deren Behandlung den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde (vgl. v. DRACHENFELS 1996).
- Bestimmte Biotopkomplexe werden ausschließlich als Komplextypen definiert und erfasst. Dies ist aus pragmatischen Gründen dann möglich, wenn die enthaltenen Biotoptypen nicht gesondert kartiert werden müssen, weil sie keine spezifische Bedeutung für den Kartierungszweck haben. Das betrifft häufig Siedlungsbereiche (z. B. Komplex eines Wohngebietes aus Einfamilienhäusern, Hausgärten und Straßen). Sie müssen so typisiert werden, dass sich keine Überschneidung mit gesondert klassifizierten homogenen Typen ergibt.

Biotoptypen, die aus Elementen von zwei (oder mehreren) verschiedenen Vegetationsformationen bestehen, sollten grundsätzlich als Komplex aus zwei (oder mehreren) Typen aufgefasst und dementsprechend aufgeteilt werden. Dies gilt immer dann, wenn die Bestandteile auch unabhängig voneinander auftreten können.

Beispiele (vgl. auch 7.4.5):

- Streuobstwiese: Obstbäume können in unterschiedlichen Grünland- und Magerrasen-Typen, in Gärten, entlang von Wegen und Straßen als Baumreihen bzw. Alleen oder auch in Ackerflächen und andere Kulturflächen eingestreut auftreten. Sie können auch relativ geschlossene Bestände bilden, die als reiner Gehölzbiotop zu betrachten sind.
- Besenginster- oder Wacholderheide: Besenginster und Wacholder können dichte Gebüsche bilden oder in Zwergstrauchheiden und verschiedenen Magerrasentypen eingestreut sein.

Grundsatz 20: Die Klassifikation muss eindeutige Regeln für die Bearbeitung von Biotopkomplexen vorgeben. Biotopkomplextypen sollten nur dann neben homogenen Biotoptypen in einer gemeinsamen Klassifikation stehen, wenn ihre Aufteilung fachlich nicht zweckmäßig bzw. nicht erforderlich ist und wenn sich ihre Bestandteile nicht mit gesondert aufgeführten Biotoptypen überschneiden.

Entsprechendes gilt auch für Übergangsbereiche oder -formen, die es zwischen allen Biotoptypen gibt. Dies hängt zunächst mit der grundsätzlichen Frage der Biotopgrenzen zusammen (s. 3.1.2.5). Ursachen für Übergangsformen sind:

- Standortgradienten
- Nutzungsgradienten
- Sukzessionsprozesse (oft ausgelöst von Standort- oder Nutzungsänderungen)

Kennzeichen einer guten, anwendungsbezogenen Biototypisierung ist, dass die Unterscheidung zwischen verschiedenen Typen so klar wie möglich definiert wird. Für die vielfältigen Übergänge zwischen und Durchdringungen von verschiedenen Typen müssen möglichst eindeutige Vorgaben gemacht werden, damit die Kartierer weitestgehend von Entscheidungsproblemen befreit werden. Für die Behandlung von Übergangstypen oder kleinflächigen Durchdringungen verschiedener Typen gibt es drei Möglichkeiten:

- 1) Es werden Kriterien vorgegeben, nach denen immer eine eindeutige Zuordnung zum einen oder anderen Typ erfolgen muss.
- 2) Es werden Mischtypen zugelassen (gleichzeitige Zuordnung von verschiedenen Typen).
- 3) Regelmäßig auftretende Übergangsformen oder Durchdringungen werden als eigene (mehr oder weniger weit gefasste) Typen definiert.

Im Hinblick auf möglichst eindeutige Ergebnisse ist aus übergeordneter (z. B. landesweiter) Sicht der Variante 1 der Vorzug zu geben. Sie führt aber in konkreten Gebieten zu Informationsverlusten, weil die Übergänge ja etwas über die Eigenschaften eines Landschaftsausschnitts aussagen (z. B. Sukzession infolge Nutzungsaufgabe oder Grundwasserabsenkung).

Möglichkeit 3 sollte zurückhaltend verwendet werden, da sonst die Zahl der Typen exponentiell zunehmen könnte. Sie ist aber insbesondere dann zweckmäßig, wenn ein Übergangstyp (z. B. ein Saumbiotop oder eine Sukzessionsphase) spezifische Habitatqualitäten aufweist und aufgrund bestimmter Merkmale gut zu typisieren ist. Diese Lösung ändert aber nichts an dem grundsätzlichen Problem, sondern kann dieses

noch verschärfen, da es zwangsläufig auch Übergänge zwischen Biotopen mit geringen und deutlichen Übergangstendenzen gibt.

Da also die Darstellung von Übergangsformen sinnvoll ist und nicht alle Übergänge durch eigene Typen abgebildet werden können, ist vielfach Variante 2 zweckmäßig. Dabei werden Übergänge durch die Kombination aus zwei (selten auch drei) Biotoptypen gekennzeichnet, wozu es klarer Regeln bedarf. In der niedersächsischen Biotopkartierung gibt es hierfür die Möglichkeit der Haupt- und Nebencodes. Der stärker zutreffende bzw. der nach den Kartiervorschriften vorrangige Typ erhält den Hauptcode, dem die Fläche zugewiesen wird. Der Typ, zu dem Übergänge erkennbar sind, wird als Nebencode zugeordnet (als qualitatives Merkmal ohne Flächenanteil). Beispiel: GM (RS) = Mesophiles Grünland mit Übergängen zu Sandtrockenrasen.

Durch Kartiervorgaben und Betreuung der Kartierer sollte so weit wie möglich ausgeschlossen werden, dass auch Biotopkomplexe, die eigentlich zu unterteilen wären, als Übergangsbereiche erfasst werden. In der Praxis ist dies ein häufiges Problem.

Grundsatz 21: Biotope, die Übergänge zwischen Biotoptypen aufweisen, werden durch deren Kombination gekennzeichnet. Dazu werden Haupt- und Nebentypen (-codes) unterschieden.

## 7.2 Erfassung objektbezogener Biotopdaten

### 7.2.1 Allgemeine Anforderungen

Die Erfassung objektbezogener Daten, also Daten zu Merkmalen konkreter Biotope, dient folgenden Zwecken:

- 1) Sie ist erforderlich, um die Biotoptypen bei der Kartierung richtig zuzuordnen.
- 2) Sie ermöglicht Plausibilitätskontrollen nach Abschluss der Kartierung.
- 3) Sie ist Voraussetzung für genauere objektbezogene Bewertungen (z. B. Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten) und Auswertungen (z. B. Gefährdungen, Pflegebedarf)
- 4) Bei der Erfassung gesetzlich geschützter Biotope muss ihr Zustand zum Zeitpunkt der Aufnahme möglichst genau dokumentiert werden, damit die Ausweisung gerichtsfest ist und damit später eventuelle gesetzwidrige Veränderungen nachgewiesen werden können.
- 5) Bei unvollständigen bzw. offenen Klassifikationen sind Objektdaten Voraussetzung zur Festlegung und Definition weiterer Biotoptypen (z. B. für lokale Besonderheiten oder genauere Untereinheiten). Ohne derartige Daten kann die Klassifikation nicht weiterentwickelt werden (auch im Hinblick auf die fortschreitenden Veränderungen der Landschaft und ihrer Vegetation).

Für die Zwecke 2 bis 5 ist es erforderlich, dass die Objektdaten dokumentiert werden und ausgewertet werden können. Der Biototyp ist im Ergebnis eine Black Box, wenn nicht die Informationen nachvollziehbar sind, die zur Zuordnung des Typs geführt haben.

Auch für Zweck 1 ist die Dokumentation der Objektdaten zumindest für die Fälle unerlässlich, wo Zweifel am zutreffenden Biotoptyp bestehen, die erst nach einem gewissen Überblick über das Bearbeitungsgebiet ausgeräumt werden können, oder die eine Diskussion mit anderen Kartierern bzw. dem Auftraggeber erfordern. Diejenigen Informationen, die die Kartierer aufnehmen und gedanklich verarbeiten, bevor sie sich für die Zuordnung eines Typs entscheiden, sollten auch dokumentiert werden. Die schlechte Qualität vieler Biotopkartierungen ist maßgeblich darauf zurückzuführen, dass keine Objektdaten dokumentiert werden und dass Plausibilitätskontrollen nicht erfolgen.

Welche Daten über die Zuordnung und Abgrenzung der Biotoptypen hinaus erforderlich sind, hängt vom jeweiligen Anwendungszweck ab. Grundsätzlich werden zwei Kategorien von Daten benötigt:

- Daten über die Klassifikationsindikatoren: Eine Überprüfbarkeit bzw. der Nachweis der Richtigkeit der Biotop(typen)kartierung setzt die Dokumentation der für die Zuordnung maßgeblichen Indikatoren voraus (z. B. Listen der festgestellten charakteristischen Pflanzenarten). Dadurch wird die korrekte Zuordnung der Biotoptypen belegt. Ohne diese Daten können Fehler bzw. Verbesserungsmöglichkeiten nur durch Überprüfung im Gelände ermittelt werden.
- Daten über Zustands- und Bewertungsindikatoren: Bei allen Biotoptypen lassen sich qualitative Abstufungen feststellen, die bewertungsrelevant sind (s. Kap. 4). Sofern diese Abstufungen nicht Gegenstand einer weitergehenden Typisierung sind, erfordern Bewertungen die Erhebung von Daten, die eine Abstufung von Wertigkeiten oder Empfindlichkeiten ermöglichen.

Bei flächendeckenden Biotopkartierungen müssen Objektdaten nur zu denjenigen Biotopen erhoben werden, die im Gelände aufgenommen werden und die eine besondere Relevanz für den Kartierungszweck aufweisen (z. B. gefährdete Biotoptypen). Zu den Objektdaten gehören allerdings auch die Luftbilder, die der Kartierung zugrundeliegen, die grundsätzlich auch in digitaler Form langfristig gespeichert werden sollten – als einfachste Form der Dokumentation von Objektdaten.

Der Umfang der zu erhebenden Daten hängt maßgeblich vom Zweck der Kartierung ab. Er steigt grundsätzlich mit den Anforderungen an objektbezogene Bewertungen (s. Tab. 59).

Im Wesentlichen sind Daten zu folgenden Merkmalen zu erheben:

- Standorte (7.2.2)
- Strukturen (7.2.3)
- vorkommende Arten (7.2.4)
- Nutzungen (7.2.5)
- Beeinträchtigungen (7.2.6)

Diese Daten dienen teils der Zuordnung der Typen, teils der genaueren Kennzeichnung der konkreten Biotope (Objektebene). Bei der Basiserfassung der Biotoptypen und LRT in den niedersächsischen FFH-Gebieten werden die Objektdaten mithilfe eines dafür entwickelten Eingabeprogramms erfasst (s. Abb. 18, S. 261).

Neben statistisch auswertbaren Daten ist es anzustreben, auch Informationen über den Charakter eines Biotops zu ermitteln. Dazu sind Fotos und textliche Beschreibungen geeignet (s. 7.2.7).

**Grundsatz 22:** Biotopkartierungen erfordern die Erhebung und Dokumentation von Objektdaten, um die Zuordnung der Biotoptypen und den aktuellen Zustand der Biotope zu belegen sowie um differenzierte Bewertungen zu ermöglichen. Der Umfang des Datenbedarfs hängt von der Bedeutung der Biotoptypen und vom Zweck der Kartierung ab. Zu erfassen sind je nach Typ Merkmale der Standorte (inkl. Art der Entstehung bzw. Alter), Strukturen, Biozönose (meist Vegetation), Nutzungen und Beeinträchtigungen.

### 7.2.2 Standortmerkmale

Die physikalisch-chemischen Standorteigenschaften (inkl. Boden- und Gesteinsart) werden im Rahmen von Biotopkartierungen vorrangig indirekt über die Erfassung von Pflanzenarten mit Indikatorfunktion erfasst. Unmittelbar aufzunehmen sind Standortmerkmale v. a. in folgenden Fällen:

- Vegetationslose/-arme Biotope: z. B. Felsen, Rohbodenbiotope
- Biotope mit kennartenarmer Vegetation. Für das Fehlen von Kennarten kann es verschiedene Gründe geben:
  - 1) Intensive Nutzung: Acker- und Grünlandnutzung in Verbindung mit intensiver Anwendung von

Tab. 59: Anforderungen an die Erhebung objektbezogener Biotopdaten

Kartierungszweck	Umfang der Objektdaten	besondere Anforderungen
Landschaftsrahmenplan/ Landschaftsplan	+	Bewertungsgrundlage (Ermittlung wertvoller Bereiche, Dokumentation von Besonderheiten)
Landesweite Erfassung schutzwürdiger Bereiche	++	Beschreibung der Gebiete, Begründung der Wertigkeit, landesweite Vergleichbarkeit
Eingriffsregelung, Verträglichkeitsprüfungen, FFH-VP	+++	Prognose und Vermeidung von Eingriffsfolgen, Vergleich von Alternativen, Absicherung für Streitfälle (Gerichtsverfahren)
Erfassung gesetzlich geschützter Biotope	++++	gerichtsfeste Dokumentation der Ausprägung (im Hinblick auf mögliche Feststellungsklagen und den Nachweis von späteren Beeinträchtigungen)
Pflege- und Entwicklungsplan	+++++	Festsetzung notwendiger bzw. geeigneter Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen, Basis für Erfolgskontrollen

Dünger und oft auch Pestiziden sowie häufige Neueinsaat von Grünland führen dazu, dass sich das natürliche Standortpotenzial in der Vegetation nicht mehr ausdrückt. Um das Entwicklungspotenzial beurteilen zu können, sind daher Standortdaten erforderlich.

2) Unterdrückung von Zeigerarten durch dominante Pflanzenarten: Dies gilt besonders für Wälder mit Dominanz von Schattbaumarten auf (im Oberboden) mäßig oder schlecht nährstoffversorgten Standorten. Während auf kalkreichen Böden sowie in lichten Wäldern meist zahlreiche Zeigerpflanzen in der Krautschicht zu finden sind, ist diese auf ärmeren Böden bei Dominanz von stark schattenden Baumarten wie Buche oder Hainbuche oft sehr spärlich ausgeprägt. Feuchtezeiger auf ärmeren Böden sind gleichzeitig lichtbedürftig (z. B. Rasenschmiele, Pfeifengras). Waldtypen feuchter Standorte können dann nur anhand von Standortdaten zugeordnet werden. Verdrängungseffekte konkurrenzschwacher Zeigerarten durch dominante Pflanzenarten mit breiter Standortamplitude können auch in bestimmten Sukzessionsstadien des Offenlands sowie in geschlossenen Gebüschern auftreten (z. B. Feuchtbrachen mit Schilfdominanz, dichte Schlehengebüsch).

Sofern ausreichend genaue analoge oder digitale Karten zu Geologie und Böden vorliegen, können die Informationen daraus abgeleitet werden. Bei Detailkartierungen ist aber eine Überprüfung im Gelände notwendig.

Ein spezieller Aspekt von Standorteigenschaften ist auch ihre Entstehung (durch bestimmte geologische Prozesse oder anthropogen) und ihr Alter, was bereits in vorherigen Kapiteln angesprochen wurde (u. a. 3.4.2, 4.2.3). Bei allen Biotopen, bei denen das Alter

oder die Art der Entstehung bewertungsrelevant sind, sollte dieses Standortmerkmal entweder Teil der Typisierung sein oder zumindest auf der Objektebene erhoben werden. Dazu sollten historische Karten oder ggf. andere historische Quellen ausgewertet werden. Dies gilt besonders für Wälder, Hochmoore, Stillgewässer und Gesteinsbiotope (sofern die Entstehung unklar ist).

Die folgende Tabelle (Tab. 60) stellt zusammen, welcher Bedarf zur direkten oder indikatorgestützten Erhebung von Standorteigenschaften bei den verschiedenen Obergruppen von Biotoptypen besteht. Dabei geht es nur um biotopbezogene Daten, die für Naturschutz- und Landschaftsplanung erforderlich sind (nicht z. B. für landwirtschaftliche Fragen). Bei einem Teil der Typusmerkmale können oder müssen auch andere Datenquellen genutzt werden (z. B. Salinität in Ästuaren, Bodenart von Äckern).

### 7.2.3 Merkmale der Raumstruktur

Räumliche Strukturparameter sollten bei allen Biotop-Obergruppen erhoben werden, bei denen die Typen und/oder deren Wertigkeit von der Ausprägung bestimmter abiotischer und biotischer Strukturen abhängt. Dies betrifft beispielsweise:

- Wälder: insbesondere der Anteil von Alt- und Totholz als Mangelhabitate im Wirtschaftswald.
- Hecken, Gehölze: Strauch- und Baumanteile, Altholz.
- Gewässer: anthropogene Strukturen wie Sohlabstürze und Uferausbau, natürliche Strukturen wie Mäander, Uferabbrüche oder Flachwasserzonen.
- Heiden, Magerrasen, Grünland: z. B. Verbuschung von Brachen, offene Bodenstellen.

**Tab. 60: Erfassung von Standortdaten bei der Biotopkartierung**

(bezogen auf die Biotoptypen nach v. DRACHENFELS 2004)

++ = obligatorisch, + = teilweise erforderlich bzw. meist sinnvoll, – = meist nicht erforderlich

i = mittelbar durch Indikatoren (v. a. Zeigerarten), s = unmittelbare Standortmerkmale

Biotop-Obergruppen	Standorteigenschaften		
	Erhebung als Typusmerkmale	zusätzliche Erhebung als Objektmerkmale*	
		Biotopkartierung	andere Methoden bzw. externe Quellen
Meeres- und Küstenbiotope	i/++ (Salzgehalt, Feuchtegrad u. a.)	i/–	s/+ (Sedimentsubstrat, Schadstoffbelastung u. a.)
Binnengewässer	i/++ (Trophie, Basenversorgung, Entstehung u. a.)	i/+	s/+ (genauere Angaben zur Trophie, Schadstoffbelastung)
gehölzfreie Sümpfe, Moore, Uferbiotope	i/++ (Trophie, Basengehalt, Feuchtegrad u. a.)	i/–	s/+ (Torfmächtigkeit, Wasserhaushalt)
Heiden, Magerrasen, Grünland	i/++ (Wasser-, Basenversorgung u. a.)	i/–	s/– (genauere Angaben zum Wasserhaushalt)
Gebüsch und Gehölze	i/+ (Wasser-, Basenversorgung u. a.)	i/–	s/– (genauere Angaben zum Wasserhaushalt)
Wälder	i (s)/++ (Wasser- und Basenversorgung u. a.)	i, s/+ (Bodenprofil)	s/+ (forstliche Standortkartierung)
Gesteins- und Offenbodenbiotope	s/++ (Gestein, Entstehung)	i/–	s/+ (genauere geologische Angaben)
Äcker	i, s/++ (Bodenart, Gestein)	i/–	s/+ (genauere Angaben zum Boden)
Biotope des Siedlungsbereichs	– (außer Versiegelungsgrad)	i/–	s/– (evtl. Altlasten)

\* Daten, die über den notwendigen Umfang für die Zuordnung der Untertypen und der LRT gemäß Kartierschlüssel hinausgehen.

**Tab. 61: Erfassung von Strukturmerkmalen bei der Biotopkartierung**

(bezogen auf die Biotoptypen nach v. DRACHENFELS 2004)

++ = obligatorisch, + = teilweise erforderlich bzw. meist sinnvoll, - = meist nicht erforderlich

i = mittelbar durch Indikatoren (v. a. Zeigerarten), s = unmittelbare Strukturmerkmale

Biotop-Obergruppen	Biotopstrukturen		
	Erhebung als Typusmerkmale	zusätzliche Erhebung als Objektmerkmale	
		Biotopkartierung*	andere Methoden
Meeres- und Küstenbiotope	s/+ (Relief u. a.)	s/+ (Gruppen, Verbuschung u. a.)	s/+ (Relief des Meeresgrunds u. a.)
Binnengewässer	s/++ (als Indikator für Naturnähe)	s/+ (genauere Kennzeichnung des Ausbaugrads)	s/+ (Strukturgütekartierung)
gehölzfreie Sümpfe, Moore, Uferbiotope	s/++ (z. B. Schlenken, Torfstiche)	s/+ (Verbuschung u. a.)	s/-
Heiden, Magerrasen, Grünland	s/+ (z. B. Zwergstrauchanteil)	s/+ (z. B. Verbuschung, Dichte der Vegetation)	s/-
Gebüsche und Gehölze	s/++ (z. B. Hecken)	s/+ (genauere Angaben zur Struktur)	s/-
Wälder	s/-	s/++ (Alt- u. Totholzanteile u. a.)	s/-
Gesteins- und Offenbodenbiotope	s/++ (Relief u. a.)	s/+ (z. B. Felsstrukturen)	s/-
Äcker	s/-	s/-	s/-
Biotope des Siedlungsbereichs	s/++ (Gebäude, Baumbestand u. a.)	s/-	s/-

\* Daten, die über den notwendigen Umfang für die Zuordnung der Untertypen und der LRT gemäß Kartierschlüssel hinausgehen.

- Salzwiesen: Unterscheidung von natürlichen Salzwiesen und Salzwiesen mit anthropogener Struktur aus Gruppen und Beeten.

In Tab. 61 ist aufgelistet, welcher Bedarf zur Erhebung von Strukturmerkmalen bei den verschiedenen Obergruppen von Biotoptypen besteht. Boden- und Gesteinsmerkmale wie die Körnung werden zu den Standorteigenschaften gerechnet (7.2.2).

Insgesamt ist festzustellen, dass Strukturen neben den Pflanzenarten (s. u.) die wichtigsten unmittelbar zu erhebenden Merkmale bei der Biotopkartierung sind. Sie sind nur teilweise Kriterien für die Festlegung von Biotoptypen i. e. S. (z. B. als Indikatoren für die Unterscheidung von naturnahen und naturfernen Gewässertypen); die wichtigsten Strukturparameter sollten aber zumindest als Zusatzmerkmale klassifiziert werden (z. B. Altersstadien von Wäldern).

## 7.2.4 Artenzusammensetzung

### 7.2.4.1 Pflanzenarten

Bei allen Biotoptypen mit besonderer Bedeutung für den Naturschutz kommt der Erfassung von Arten als Klassifikations-, Zustands- und Bewertungsindikatoren maßgebliche Bedeutung zu. Die konkrete Artenzusammensetzung des einzelnen Biotops lässt sich allenfalls hinsichtlich der dominanten, für den Biotop namengebenden Arten aus dem Typ ableiten (z. B. Buchenwald, Schilfröhricht).

Die Erfassung des Arteninventars beschränkt sich bei Biotopkartierungen überwiegend auf Farn- und Blütenpflanzen. Bei einigen Biotoptypen ist aber für eine zuverlässige Ansprache und Bewertung auch die Aufnahme von Moosen (v. a. Moore, bestimmte

Ausprägungen von Fließgewässern), Algen (v. a. Armleuchteralgen in nährstoffarmen oder salzhaltigen Stillgewässern) oder Flechten (z. B. Kiefernwälder) erforderlich oder zumindest anzustreben.

Die Erfassung von Pflanzenarten sollte bei allen von Vegetation geprägten Biotoptypen Standard sein. Biototypbezogene Artenlisten dienen folgenden Zwecken:

- Überprüfbarer Beleg für die Richtigkeit des Biototyps (vgl. auch KAISER et al. 2002). Der Kartierer muss bei allen von Vegetation geprägten Landschaftsausschnitten im Gelände die Pflanzenartenzusammensetzung analysieren, um den zutreffenden Biotoptyp zu bestimmen. Damit die Zuordnung nachvollziehbar ist, ist es unerlässlich, sie durch Artenlisten zu dokumentieren.
- Wesentliche Datengrundlage für die Ableitung von Wertstufen innerhalb eines Biotoptyps. Je höher der Anteil seltener bzw. stenöker Arten ist und je geringer der Anteil von Störungszeigern (Arten, die negative Veränderungen des Biotoptyps anzeigen), umso höher ist die Schutzwürdigkeit einzuschätzen.
- Genauere Dokumentation der aktuellen Ausprägung (im Hinblick auf den Nachweis von Veränderungen bei Folgeuntersuchungen). Besonders bei gesetzlich geschützten Biotopen ist die Ermittlung und Dokumentation der kennzeichnenden Pflanzenarten und ihrer Mengenanteile obligatorisch (s. 7.2.1).
- Beitrag zur Pflanzenartenerfassung und zum Pflanzenartenschutz. Biotopkartierer suchen auch Flächen auf, die schwer zugänglich und daher Freizeitbotanikern oft nicht bekannt sind. Aus diesem Grund gelingen botanisch versierten Biotopkartierern vielfach wichtige Nachweise seltener Arten. Auch zur Nutzung dieser Synergieeffekte sollte nicht auf die Erstellung datentechnisch nutzbarer Artenlisten verzichtet werden.

Für die Aufnahme von Pflanzenarten gibt es in der Biotopkartierungspraxis verschiedene Prinzipien:

- 1) Es werden nur Arten aus einer vorgegebenen Liste von kennzeichnenden Arten aufgenommen.
- 2) Es sollen nur ausgewählte Arten (z. B. gefährdete, besonders kennzeichnende, dominante Arten) erfasst werden. Die Entscheidung bleibt dem Kartierer überlassen (z. B. HMULF 1995).
- 3) Es werden alle festgestellten Arten des jeweiligen Biotoptyps aufgenommen (z. B. bei der landesweiten Kartierung und bei der Erfassung der FFH-Gebiete in Niedersachsen, s. Abb. 18). Dabei werden i. d. R. einschränkende Vorgaben gemacht (z. B. keine für den Biotop nicht kennzeichnende Arten von Randstrukturen, keine Verpflichtung zur Artbestimmung bei kritischen Sippen wie Brombeeren).

Weiterhin kann die Artenerfassung hinsichtlich ihrer Quantifizierung differenziert werden.

- 1) Es werden keine Mengenangaben erhoben.
- 2) Mengenangaben werden nur bei Rote-Liste-Arten erfasst.
- 3) Mengenangaben werden bei allen festgestellten Arten erfasst (zumindest mit einer groben Skala: dominant, zahlreich, vereinzelt).

Standard sollte sein, dass bei schutzwürdigen Biotoptypen alle festgestellten Pflanzenarten dokumentiert werden. Dabei kann aber i. d. R. keine vollständige Erfassung angestrebt werden. Es geht vorrangig darum, dass die Arten, die bei dem für die Ansprache und Abgrenzung des Biotoptyps notwendigen Umfang der Begehung festgestellt werden, aufgenommen werden. Die gezielte Nachsuche nach seltenen Arten ist nicht Standard, aber bei stark gefährdeten Biotoptypen mit Standortpotenzial für Raritäten grundsätzlich zu empfehlen (dies gilt in Niedersachsen z. B. für Salzstellen im Binnenland, Kalksümpfe oder feuchte Borstgrasrasen).

Weiterhin sollte Standard sein, dass die Arten zumindest in grober Form quantifiziert erhoben werden. In Niedersachsen hat sich dabei eine vierstufige Skala mit einer zusätzlichen Kategorie bewährt:

- 1 = vereinzelt Vorkommen (individuenarme Bestände, nur an einer oder an wenigen Stellen des Biotops)
- 2 = zahlreiches Vorkommen (im gesamten Biotop verteilt oder an zahlreichen Stellen)
- 3 = auf Teilflächen des Biotops dominant (Arten, deren Deckungsgrad deutlich größer ist, als der aller anderen Arten, vgl. v. DRACHENFELS 2004: Fußnote S.16)
- 4 = auf dem überwiegenden Teil des Biotops dominant
- R = bemerkenswerte Arten in Randstrukturen (nicht kennzeichnend für den Biotoptyp)

Daraus lassen sich zwar keine Individuenzahlen ableiten, aber gute Hinweise für die Ausprägung der Vegetation.

Bei Detailkartierungen kann es sinnvoll sein, bedeutsame oder schwer einzuordnende Biotope durch eine Vegetationsaufnahme nach pflanzensoziologischer Methode zu dokumentieren (vgl. z. B. DIERSCHKE 1994). Die Erstellung von Vegetationstabellen zur Ableitung von Pflanzengesellschaften gehört aber nicht mehr zum Arbeitsgebiet der Biotopkartierung. Grundsätzlich ist zu beachten, dass die pflanzensoziologische Arbeit auf der Aufnahme standardisierter Probeflächen beruht (je nach Vegetationstyp in der Größenordnung von einigen dm<sup>2</sup> bis einigen 100 m<sup>2</sup>). Die Artenliste des Biotoptyps soll sich dagegen auf die gesamte Biotopfläche beziehen.

Die Erfassung von Pflanzengesellschaften ist grundsätzlich nicht Gegenstand der Biotopkartierung bzw. nur in dem Umfang, wie sie deckungsgleich mit Biotoptypen sind. Im Hinblick auf Synergieeffekte (z. B. Bezug auf Rote Listen gefährdeter Pflanzengesellschaften) ist es aber sinnvoll, wenn zumindest gut ausgeprägte, ohne Tabellenarbeit erkennbare Pflanzengesellschaften auf Verbands-, Assoziations- und/oder Subassoziationsniveau angegeben werden. Das Eingabeprogramm der niedersächsischen Biotopkartierung enthält daher eine Auswahlliste der Pflanzengesellschaften nach RENNWALD (2000).

Tab. 62: Erfassung von Pflanzenarten bei der Biotopkartierung (bezogen auf die Biotoptypen nach v. DRACHENFELS 2004)

++ = obligatorisch, + = teilweise erforderlich bzw. meist sinnvoll, - = meist nicht erforderlich (s. auch Tab. 63)

Biotop-Obergruppen	Pflanzenarten		
	Erhebung als Typusmerkmale (Klassifikationsindikatoren)	zusätzliche Erhebung als Objektmerkmale	
		Biotopkartierung* (Zustands- und Bewertungsindikatoren)	andere Methoden
Meeres- und Küstenbiotope	-/++ Salzwiesen, Dünen	++	-
Binnengewässer	- Fließgewässer ++ Stillgewässer	++	+ (Kryptogamen, Unterwasserflora)
gehölzfreie Sümpfe, Moore, Uferbiotope	++	++	+ (Kryptogamen)
Heiden, Magerrasen, Grünland	++	++	-
Gebüsche und Gehölze	+	++	-
Wälder	++	++	+ (Kryptogamen)
Gesteins- und Offenbodenbiotope	+	++	+ (Kryptogamen)
Äcker	-	+	+ (spezielle Erfassung)
Biotope des Siedlungsbereichs	-	+	+ (spezielle Erfassung)

\* Daten, die über den notwendigen Umfang für die Zuordnung der Untertypen und der LRT gemäß Kartierschlüssel hinausgehen.

Geländebogen

Geländebogen-Nr.: 332 / 001 / 0010 / 01 S Übernehmen aus Bogen

Biotyp: 50Z 100% Sonstiges naturnahes nährstoffarmes Kleingewässer  
 Biotyp-Nebencodes:  
 Kartierer: D. v. Drachenfels  
 Datum: 08.08.2006 2.Datum: . . .

Einstufung

Eingabe Pflanzenar

Eingabe Pflanzengesells

Anmerkungen

Entstehung/Funktion, Größe

Gewässergrund, Beschattung

Wasserführung, Wasserströmung

Ufervegetation, Wasserpflanzen

Beeinträchtigungen, Gefährdung

Speichern

Speichern und beenden

	Ufervegetation	Wasservegetation	Röhrichtvegetation / Seggen
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> Zwergbinsen-Ges.	<input type="checkbox"/> Unterwasservegetation (Gefäßpflanzen)	<input type="checkbox"/> keine
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> Gänsefuß-/Zweizahn-Ges.	<input type="checkbox"/> flutende Torfmoose	<input type="checkbox"/> Fadenalgen
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> Strandlings-Ges.	<input type="checkbox"/> sonst. Laubmoose	<input type="checkbox"/> Moose
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> Hochmoor	<input type="checkbox"/> Armluchteralgen	<input type="checkbox"/> Flechten
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> Übergangsmoor	<input type="checkbox"/> Blütenpflanzen	<input type="checkbox"/> Gefäßpflanzen
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> Flutrasen	<input type="checkbox"/> 3 keine	<input type="checkbox"/> Wasserpflanzen, schwimmende Lebermoose / Farne
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> Hochstaudenflur	<input type="checkbox"/> Deckung < 1 %	<input type="checkbox"/> 3 keine
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> Binsenried	<input type="checkbox"/> Deckung 1 - 25 %	<input type="checkbox"/> Deckung < 1 %
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> Seggenried	<input type="checkbox"/> Deckung > 25 - 75 %	<input type="checkbox"/> Deckung 1 - 25 %
<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> 2 Röhricht	<input type="checkbox"/> Deckung > 75 %	<input type="checkbox"/> Deckung > 25 - 75 %
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> Ruderalflur	<input type="checkbox"/> Algenwatten	<input type="checkbox"/> Schwimmblattvegetation
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> sonst. Grünland	<input type="checkbox"/> 3 keine	<input type="checkbox"/> keine
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> dichtes Gebüsch	<input type="checkbox"/> Deckung < 1 %	<input type="checkbox"/> 9 Deckung < 1 %
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> lockeres Gebüsch	<input type="checkbox"/> Deckung 1 - 25 %	<input type="checkbox"/> Deckung 1 - 25 %
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> einzelne Bäume	<input type="checkbox"/> Deckung > 25 - 75 %	<input type="checkbox"/> Deckung > 25 - 75 %
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> lockerer Baumsaum	<input type="checkbox"/> Deckung > 75 %	<input type="checkbox"/> Deckung > 75 %
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> dichter Baumsaum	<input type="checkbox"/> Wald	<input type="checkbox"/> Torfmooschwingrasen
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> Wald		<input type="checkbox"/> 3 keine
			<input type="checkbox"/> sehr kleinflächig
			<input type="checkbox"/> gesondert erfasst
			<input type="checkbox"/> Sonstige Schwingrasen
			<input type="checkbox"/> 3 keine
			<input type="checkbox"/> sehr kleinflächig
			<input type="checkbox"/> gesondert erfasst

Ok 54

Geländebogen

Geländebogen-Nr.: 322 / 001 / 0003 / 01 GN Übernehmen aus Bogen

Biotyp: GNK 100% Basenreiche, nährstoffarme Nasswiese  
 Biotyp-Nebencodes:  
 Kartierer: dra  
 Datum: 15.06.2005 2.Datum: . . .

Einstufung

Eingabe Pflanzenar

Eingabe Pflanzengesells

Anmerkungen

Relief/Gestein

Wasser-/Nährstoff

Nutzung

Vegetation

Beeinträchtigungen

Speichern

Speichern und beenden

**Pflanzen zuordnen**

Gesamtartenliste    Gefäßpflanzenliste    Kryptogamenliste

Standardliste    Auswahlliste    Auswahl laden...

Artname	Deutscher Name	RL	A
Achillea millefolium L. ssp. millefolium			
Achillea millefolium	Gewöhnliche Sch		
Achillea ptarmica	Sumpf-Schafgarb		
Acorus calamus	Kalmus		
Aegopodium podagraria	Giersch		
Agrimonia procera	Großer Odermenn	3	
Agrostis canina	Sumpf-Straußgr		
Agrostis capillaris	Rotes Straußgr		
Agrostis gigantea +	Riesen-Straußgr		
Agrostis stolonifera +	Weißes Straußgr		
Agrostis stolonifera agg.	Artengruppe Wei		
Ajuga reptans	Kriechender Gün		
Allium angulosum	Kantiger Lauch	2	
Allium schoenoprasum	Schnitt-Lauch		
Allium scorodoprasum	Schlangen-Lauch	3	
Alnus glutinosa	Schwarz-Erle		
Alopecurus aequalis	Rotgelber Fuchss		
Alopecurus geniculatus	Knick-Fuchsschw		
Alopecurus pratensis	Wiesen-Fuchsschw		
Amaranthus blitum ssp. emarginat	Ausgerandeter A		
Anemone nemorosa	Busch-Windrösch		

Arten zum Bogen: 322 / 001 / 0003 / 01

Artname	Biotopk.	(a) RLG-Anzahl	(b) RLG-Anzahl	(c) RLG-bedel	Status
Achil pta	2				
Ajuga rep	2				
Alnus glu	2				
Angel syl	2				
Antho odo	2				
Briza med	1				
Calama can	3				
Carex flac	2	a4			
Carex hir	1				
Carex hos	2	a6			
Carex nig	2				
Carex panice	3	a6			
Carex pul	2	a5			
Cent'ea jac	2				
Ceras hol	1				
Cirs arv	2				
Cirs pal	2				
Dactylo mac + s	2	a3			
Elymu rep s.l.	R				

Doppelklick: Art übernehmen    Doppelklick: editieren

Sucheingabe:

Eingabe Pflanzenarten vollständig abgeschlossen

Abb. 18: Ausschnitte aus dem Eingabeprogramm der Biotopkartierung in den niedersächsischen FFH-Gebieten (NLWKN 2008, unveröff., Konzept O. v. Drachenfels, Programmierung A. Schilling)

### 7.2.4.2 Tierarten

Die Erfassung von Tierarten ist i. d. R. nicht Teil der Biotopkartierung (s. u.). Dementsprechend ist für die Ansprache von Biotoptypen – abgesehen von einigen marinen Lebensräumen – keine Erfassung von Tierarten erforderlich.

Grundsätzlich ist aber für eine umfassende Bewertung von Biotopen und Biotopkomplexen die Erfassung ausgewählter Tierarten/-gruppen in einem gesonderten Arbeitsgang anzustreben. Biotoptyp-bezogene Empfehlungen finden sich in verschiedenen Arbeiten (z. B. KIRSCH-STRACKE & REICH in v. HAAREN 2004: 230, 232).

Dabei sollten vorrangig solche Arten erfasst werden, die Biotopmerkmale indizieren, die aus der Vegetation nicht ableitbar sind. Dies sind Arten, die besondere Qualitäten benötigen, die zwar teilweise direkt erfasst, aber hinsichtlich ihrer tatsächlichen Bedeutung im jeweiligen Gebiet nicht hinreichend beurteilt werden können. Dazu gehören Vogel- und Käferarten, die Alt- und Totholzstrukturen besiedeln, Wildbienen und Grabwespen, die Offenbodenbereiche zum Nestbau benötigen, sowie Fische und Arten des Makrozoobenthos in Fließgewässern, die Wasser- und Sediment-

qualität sowie Durchgängigkeit des Wasserlaufs indizieren. Sonderfälle sind Höhlen und Stollen (oder auch bestimmte Gebäude), deren Bedeutung fast ausschließlich durch Fledermaus-Vorkommen bedingt sind.

Biotope, die schon aufgrund ihrer Vegetation als sehr hochwertig eingestuft werden können, bedürfen nur dann zusätzlicher Daten zur Fauna, wenn Eingriffe zu beurteilen sind oder wenn Zweifel an der Ausrichtung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen bestehen. So bringt die Erfassung von Laufkäfern in artenreichen Nasswiesen oder Kalkmagerrasen kaum wesentliche zusätzliche Erkenntnisse für die Bewertung und die Maßnahmenplanung der Biotope. Unabhängig von den Belangen der Biotopkartierung und -bewertung sind aus Gründen des Artenschutzes und des allgemeinen Wissensfortschritts selbstverständlich umfassende Kartierungen von Tierarten immer sinnvoll, gerade bei den Artengruppen, die weniger gut erforscht sind als z. B. Vögel oder Amphibien.

Aus methodischen Gründen ist aber die Tierarten-erfassung nicht Teil der Biotopkartierung, sondern gesondert durchzuführen. Sie erfordert Spezialkenntnisse und besondere Aufnahmeformen (oft nur bei bestimmtem Wetter, zu bestimmten Tageszeiten oder

Tab. 63: Eignung von Artengruppen für die Erfassung und Bewertung von Biotopen

Biotopgruppen Artengruppen	Meeres- und Küsten- biotope	Still- gewässer	Fließ- gewässer	Sümpfe, Moore, Ufer- biotope	Grünland	Heiden, Mager- rasen	Wälder, Gehölze	Gesteins- u. Offen- boden- biotope	Äcker	Siedlungs- bereich
Fledermäuse	–	–	–	–	–	–	+	++ Höhlen	–	++
sonstige Säugetiere	+	–	o	–	–	–		–	o	–
Vögel	+	+	–	o	+ / +++*	o / +*	+	o	+	o
Amphibien	–	++	–	–	–	–	–	–	–	–
Reptilien	–	–	–	o	–	o	–	o	–	–
Fische/Rundmäuler	o	o	++	–	–	–	–	–	–	–
Schmetterlinge	–	–	–	+	o	+	o	–	–	–
Käfer (v. a. Xylobion- ten bzw. Laufkäfer)	o	–	–	o	–	o	+	o	o	–
Wildbienen, Grab- wespen	o Dünen	–	–	–	–	+	–	+	–	o
Heuschrecken	–	–	–	o	o	++	–	o	–	–
Libellen	–	++	+	o	–	–	–	–	–	–
Mollusken	–	o	o	o	–	o	o	o	–	–
sonstige Wirbellose (Makrozoobenthos)	++	–	++	–	–	–	–	–	–	–
Farn- u. Blütenpflanzen	+++	+++	+	+++	+++	+++	+++	+++/-	+++	+
Moose	–	–	+	+++	–	o	+	+	o	–
Algen (Meeres- und Armleuchteralgen)	+	+	–	–	–	–	–	–	–	–
Flechten	o Dünen	–	–	–	–	o	+	++	–	–
Pilze	o Dünen	–	–	–	–	o	++	–	–	–

Eignung als Indikator für Biotopqualitäten (im Rahmen der Naturschutzpraxis, inkl. Aufwand-Nutzen-Relation):

+++ sehr gute Eignung, Erfassung obligatorisch

++ sehr gute Eignung

+ gute Eignung bzw. nur bei einzelnen Typen wichtig

o mittlere Eignung

– keine oder geringe Eignung

\* bessere Eignung bei großflächigen Beständen der Biotoptypen

Nicht genannte Artengruppen sind in der Praxis meist weniger geeignet, weisen teilweise aber einzelne zweckdienliche Arten auf (z. B. Krebse, Netzflügler).



in eng begrenzten Jahreszeiten). Zufallsbeobachtungen bei Biotopkartierungen sollten nur dann aufgenommen werden, wenn es sich um besondere Arten handelt und ihr Status beurteilt werden kann (z. B. Brutverdacht). Belanglose Angaben, wie sie sich v. a. in Datenbeständen älterer Biotopkartierungen gelegentlich finden, sollten vermieden werden („Hase, Igel, Amsel“).

Welche Artengruppen für genauere Analysen von Biotopen vorrangig in Betracht kommen, zeigt Tab. 63 (ohne Anspruch auf Vollständigkeit). Die Auswahl beruht vorwiegend auf den Erfahrungen des Verf. mit der Berücksichtigung von Fauna- und Floradaten im Rahmen der landesweiten Biotopkartierung in Niedersachsen. Für die Bewertung von Biotopen kommen vorrangig Arten in Betracht, deren Verbreitung und Habitatansprüche gut bekannt sind.

### 7.2.5 Nutzungen

Nutzungen sind Standortfaktoren, die die Biotope mehr oder weniger stark beeinflussen oder vollständig bestimmen können (s. 3.4.3, 7.1.5.6). Sie müssen daher bei der Kartierung erfasst werden, sofern sie für die Typisierung oder Bewertung eines Biotops von Bedeutung sind. Da Nutzungen bei der Kartierung nicht immer hinreichend beurteilt werden können, sind – je nach Fragestellung – vielfach Auswertungen anderer Daten oder Befragungen erforderlich, also „andere Methoden“ im Sinne der folgenden Tab. 64. So können z. B. Flächennutzungspläne ausgewertet werden.

Der Umfang der erforderlichen Daten zu Nutzungen hängt vom Zweck der Kartierung ab. Dienen sie der Erstellung von Pflege- und Entwicklungsplänen, so sind sehr detaillierte Angaben erforderlich, also z. B. nicht nur „Mahd“, sondern möglichst auch Zeitpunkt und Zahl der Schnitte. Je intensiver die Nutzung ist, umso mehr ist sie Typisierungskriterium.

### 7.2.6 Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Gefährdungen sind bestehende oder zu erwartende Einflüsse, die schutzwürdige Biotope aus Sicht des Naturschutzes nachteilig verändern oder zu ihrer Zerstörung bzw. Umwandlung in einen anderen Biotoptyp führen. Dieser andere Biotoptyp ist meist aus naturschutzfachlicher Sicht weniger bedeutsam (z. B. Entwicklung vom artenreichen Grünland zu artenarmem Intensivgrünland). Es kann sich aber auch um einen Prozess handeln, der bei ungestörtem Ablauf zu einem anderen schutzwürdigen – oft naturnäheren – Biotoptyp führt (z. B. Verbuschung einer Auen-Feuchtwiese mit langfristiger Entwicklung eines Auwalds).

Wenn ein Gefährdungsfaktor bereits zu einer erkennbaren negativen Veränderung geführt hat, so handelt es sich um eine Beeinträchtigung. Beeinträchtigungen sind kein unmittelbares Typisierungskriterium, sondern eine bewertete Eigenschaft des konkreten Biotops (Objektebene). Biotope können sich durch länger andauernde Beeinträchtigungen aber so verändert haben, dass sie zweckmäßigerweise einem anderen Biotoptyp zugeordnet werden als ihre ursprüngliche Ausprägung (z. B. Unterscheidung von Typen intakter und entwässerter Moore). Kriterien sind dann aber die dadurch bedingten Änderungen von Standorten, Strukturen oder Artenzusammensetzung sowie bestimmte Nutzungen (s. Abschnitte 7.2.2–7.2.5). Während diese Parameter wertfrei erfasst werden können, ist die Angabe von Beeinträchtigungen immer eine Wertung. Das bedeutet, dass Merkmale der Standorte, Strukturen, Artenzusammensetzung und Nutzungen dahingehend geprüft werden, ob sie positiv oder indifferent sind, oder ob sie eine (aus Sicht des Naturschutzes) ungünstige Veränderung (also eine Beeinträchtigung) des Biotops anzeigen. Die wichtigsten Beeinträchtigungen sollten klassifiziert werden, damit den Kartierern eine einheitliche Referenzliste zur Verfügung steht.

Gefährdungen, die noch nicht zu im Gelände erkennbaren Beeinträchtigungen geführt haben, können auch nicht Gegenstand der Kartierung sein. Dazu gehören geplante Baumaßnahmen oder langfristige Prozesse wie großräumige Stickstoffeinträge oder

**Tab. 64: Erfassung von Nutzungen bei der Biotopkartierung**  
(bezogen auf die Biotoptypen nach v. DRACHENFELS 2004)

++ = obligatorisch, + = teilweise erforderlich bzw. meist sinnvoll, - = meist nicht erforderlich

Biotop-Obergruppen	Nutzungen		
	Erhebung als Typusmerkmale	zusätzliche Erhebung als Objektmerkmale	
		Biotopkartierung*	andere Methoden
Meeres- und Küstenbiotope	+ (z. B. Muschelkultur)	+ (v. a. Salzwiesen)	–
Binnengewässer	+ (z. B. Fischteiche)	+	–
gehölzfreie Sümpfe, Moore, Uferbiotope	–	+	–
Heiden, Magerrasen, Grünland	–	+	+
Gebüsche und Gehölze	–	+	–
Wälder	–	+	–
Gesteins- und Offenbodenbiotope	+ (z. B. Bodenabbau)	+	–
Äcker	+	+	+
Biotope des Siedlungsbereichs	++	+	+

\* Daten, die über den notwendigen Umfang für die Zuordnung der Untertypen und der LRT gemäß Kartierschlüssel hinausgehen.

Tab. 65: Verursacher und Auswirkungen von Beeinträchtigungen

Verursacher	Maßnahme	Prozess	Auswirkung
Landwirtschaft	Düngung	Eutrophierung	Rückgang von Magerkeitszeigern
Landwirtschaft	Anlage von Gräben	Grundwasserabsenkung	Rückgang von Nässezeigern
Wasserwerk	Förderung von Grundwasser	Grundwasserabsenkung	Rückgang von Nässezeigern
Forstwirtschaft	Holzernte	Strukturverarmung durch Abnahme des Altholzanteils	Rückgang von an Altholz gebundenen Arten
Forstwirtschaft	Holzernte	Bodenverdichtung durch Befahren und Holzrücken	Fahrspuren, Ausbreitung von Verdichtungszeigern in der Krautschicht
Forstwirtschaft	Holzernte	Aufflichtung des Bestands	Ausbreitung von Verlichtungszeigern

Klimaveränderungen. Sie können allenfalls nachrichtlich vermerkt oder vermutet werden.

Grundsätzlich ist bei Beeinträchtigungen zwischen dem Verursacher, der Maßnahme oder Handlung, den dadurch ausgelösten Prozessen und den für die Ausprägung des Biotops relevanten Auswirkungen zu unterscheiden (s. Tab. 65). So sind beispielsweise weder Landwirtschaft noch Düngung per se Beeinträchtigungen, sondern nur die für einen bestimmten Biotop zu starke Düngung, also eine übermäßige Eutrophierung und die daraus resultierende Artenverarmung.

Da aus wertfreien Daten zu Merkmalen und Nutzungen von Biotopen nicht oder nur teilweise abgeleitet werden kann, ob bzw. wodurch diese beeinträchtigt sind, ist es notwendig, Beeinträchtigungen bei der Kartierung typspezifisch zu erfassen. Auch wenn sich dabei subjektive Einschätzungen nicht vermeiden lassen, ist diese Information bei schutzwürdigen Biotoptypen von entscheidender Bedeutung, damit aus den Kartierungsergebnissen Prioritäten für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen abgeleitet werden können.

### 7.2.7 Textliche Biotopbeschreibungen

Nur standardisierte Datenbestände erlauben gebietsübergreifende statistische Auswertungen. Allerdings sind noch so detaillierte Klassifikationen und noch so umfangreiche Datenaufnahmen nicht in der Lage, die tatsächliche Ausprägung des konkreten Biotops so genau und anschaulich zum Ausdruck zu bringen wie eine gute verbale Charakterisierung. Textliche Beschreibungen ermöglichen Angaben zu ganzheitlichen Merkmalen und zur räumlichen Anordnung von Biotopelementen oder Biotoptypen in einem kartographisch nicht unterteilbaren kleinteiligen Komplex. Nach Möglichkeit sollten sie durch Fotos ergänzt werden, die ebenfalls den ganzheitlichen Charakter eines Biotops oder typischer Teilflächen wiedergeben. Für die Beurteilung der einzelnen Fläche kann ein beschreibender Text in Kombination mit Fotos wertvolle zusätzliche Hinweise liefern. Nur so lässt sich die individuelle Ausprägung eines Biotops umfassend charakterisieren. Auch wenn es darum geht, dass Kartierungsergebnisse für Laien nachvollziehbar sein sollen,

Lage:	ca. 500 m östl. Heiligenthal
Kurzbeschreibung:	Vielfältiger Laubmischwald auf vorwiegend staufeuchten, sandig-lehmigen Böden mit welligem Relief. Im Südwestteil teils mäßig feuchter Eichen-Hainbuchenwald basenärmerer Standorte (mit Flattergras, Wald-Geißblatt, Großer Sternmiere u. a.), teils artenreicher Mischwald aus Eiche, Buche, Esche und Hainbuche auf feuchten, basenreichen Böden (mit jungem Berg-Ahorn, Waldmeister, Wald-Segge, Einbeere, Ähriger Teufelskralle u. a.). Kleinflächig Waldmeister-Buchenwald (z. T. mit viel Perlgras). Sehr kleinflächig Hasel-Niederwald und Birken-Reinbestände. Im Nordosten sehr naturnaher, schwer zugänglicher Wald: feuchter Eichen-Hainbuchenwald basenärmerer Ausprägung (s. o.) mit zahlreichen sehr alten Eichen und einigen Schneitel-Hainbuchen; überwiegend hoher Birkenanteil, stellenweise Beimischung von Buche. In Senken feuchte bis nasse Erlen-Eschen-Sumpfwälder, z. T. mit Übergängen zu Erlen-Bruchwäldern (in der Krautschicht Sumpfdotterblume, Sumpf-Segge, Walzen-Segge, Rasen-Schmiele, Kriechender Hahnenfuß, Bittersüßer Nachtschatten u. a.). Im Nordwesten dieser Teilfläche mehrere flache Tümpel. Am Nordostrand naturnaher Weiher anthropogener Entstehung mit Erlensaum und Wasserlinsen-Decke.
Angrenzende Bereiche:	Intensivgrünland, Äcker, Nadelholzforste, junge Laubholzbestände, Kahlschlag
Erfassungseinheit(en):	Mesophiler Eichen-Mischwald, Mesophiler Buchen-

Abb. 19: Ausschnitt aus einem Erfassungsbogen der „Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen“ (2. Durchgang)  
(Blatt L 2728, Gebiet Nr.72, Kartierer: v. DRACHENFELS 1997, vervielf. Mskr.)

sind verbale Beschreibungen und Bilder hilfreich. Nur Fachleute können Codierungen oder Listen von Arten und Strukturmerkmalen nachvollziehen. Ein Beispiel einer Biotopbeschreibung zeigt Abb. 19.

Sinnvoll ist es, Umfang und Art der Beschreibung durch Rahmenvorgaben in einer Kartieranleitung zu standardisieren (vgl. auch BÜTEHORN & PLACHTER 1991).

Probleme von verbalen Beschreibungen sind der Zeitaufwand, der zusätzliche Kosten verursacht, und die Gewährleistung einer halbwegs einheitlichen Qualität.

### 7.3 Klassifikation von Biotop-Obergruppen

Die Festlegung und Anordnung von Klassen übergeordneter Hierarchiestufen ist für die Biotopkartierung zwar von nachrangiger Bedeutung, für die Grundordnung des Systems aber unerlässlich. Bevor man z. B. Waldtypen differenzieren kann, muss zunächst festgelegt werden, was ein Wald ist. Bildlich gesprochen ist es aber letztlich nicht entscheidend, in welcher Schublade (hier: Obergruppe) sich ein Gegenstand (hier: Biotoptyp) befindet, sondern dass man ihn zuverlässig an einer bestimmten Stelle findet, was ein schlüssiges System voraussetzt.

In der Vegetationskunde erfolgt die Klassifikation der obersten Hierarchien (Formationen, Klassen) meist nach dem Prinzip der **soziologischen Progression**, d. h. nach der Komplexität ihrer Bestandesstruktur (vgl. DIERSCHKE 1994, s. 3.3). Dies bedeutet, dass einfach strukturierte (einschichtige, oft unbeständige) Vegetationstypen am Anfang und mehrschichtige, langlebige am Ende des Systems stehen. Für Biotoptypen lässt sich dieser Ansatz allenfalls partiell übernehmen, da die am einfachsten strukturierten Pflanzengesellschaften meist keinen eigenen Biotoptypen entsprechen, sondern nur untergeordnete Biotopelemente sind (z. B. die Wasserlinsen-Gesellschaften innerhalb eines Gewässers). Der Hauptgrund ist aber, dass bei den Biotoptypen schon per Definition der Standort im Vordergrund der Betrachtung steht. Daraus folgt, dass beispielsweise die verschiedenen Vegetationstypen der Gewässer oder Ruderalfluren zu einer standörtlich definierten Obergruppe gehören und nicht nach dem Prinzip der soziologischen Progression an verschiedenen Stellen des Systems eingeordnet werden dürfen. Daher ist der Ansatz der **physiognomisch-ökologischen Klassifikation**, der von verschiedenen Autoren für die großräumige Gliederung von Vegetationseinheiten oder Ökosystemen der Erde angewendet wird (s. 3.3, vgl. GLAVAČ 1996: 133f) am besten geeignet. Neben den Wuchsformen der prägenden Pflanzenarten (Bäume, Sträucher usw.) bilden die Standorte das Grundgerüst der Klassifikation. Die Wuchs- oder Lebensformen der Pflanzen sind einerseits Ausdruck der natürlichen und anthropogenen Standortbedingungen, andererseits selbst standort- bzw. lebensraumprägend. In diese Richtung geht auch die Gliederung der Formationen von Pflanzengesellschaften bei RENNWALD (2000, s.u.).

Bei einer Biotopklassifikation ist grundsätzlich anzustreben, dass sie Ähnlichkeiten und Unterschiede der Lebensraumqualität widerspiegelt. Das bedeutet im

Ergebnis, dass Biotope mit ähnlichen Standorten, Strukturen, Nutzungen und Biozönosen zu einer Obergruppe gehören. Die Obergruppen sollten sich durch essenzielle Merkmale der Lebensräume unterscheiden (z. B. Gewässer im Vergleich zu terrestrischen Biotopen).

Im Hinblick auf die Anforderungen der Praxis ist es von Vorteil, wenn die Einheiten der obersten Hierarchieebenen folgende Eigenschaften haben:

- 1) Geeignete Basis für eine möglichst übersichtliche und einprägsame Gliederung der Biotoptypen: Bereits bei den Obereinheiten sollten inhaltliche Überschneidungen vermieden und möglichst selbst erklärende Bezeichnungen gewählt werden.
- 2) Bildung von Obergruppen, die bei thematisch begrenzten Kartierungen vollständig entfallen können: Für die Anwender von Kartierschlüsseln ist es von Vorteil, wenn z. B. Wald-, Küsten- oder Siedlungsbiotope eigene Obergruppen bilden, die dann vollständig ausgeklammert werden können, wenn diese Komplexe nicht Teil des Kartierungsgebietes sind. Allerdings ergeben sich dadurch andere Nachteile (s.u.).
- 3) Orientierung an der Erkennbarkeit im Luftbild: Eine Ausrichtung an der Physiognomie der Biotope hat den Vorteil, dass die Obereinheiten weitgehend schon im Luftbild erkennbar sind.

In Tab. 66 werden die Formationen und Klassen der Pflanzengesellschaften nach der Zusammenstellung von RENNWALD (2000) den Obergruppen der Biotopklassifikationen von Niedersachsen (v. DRACHENFELS 2004) gegenübergestellt. Dabei zeigen sich vielfältige Überschneidungen, v. a. da die Obergruppen der Biotoptypen teilweise mehr an Biotopkomplexen (Waldgebiete, Gewässer einschließlich Verlandungszonen, Küste, Siedlungsbereiche) als an Vegetationsformationen ausgerichtet sind.

Die umfangreichsten Überschneidungen mit verschiedenen Vegetationsformationen ergeben sich bei den Biotoptypen der Meeresküsten. Ein vergleichbares Bild zeigt sich auch, wenn man die Biotoptypen der Obergruppe „Biotoptypen mit einem Schwerpunkt in den Alpen“ bei RIECKEN et al. (2006) den Vegetationseinheiten gegenüberstellt. Für gesonderte Obergruppen von Biotoptypen dieser beiden Naturräume spricht in Deutschland und vergleichbar strukturierten Ländern der oben unter Punkt (2) genannte Grund: Bei Kartierungen in den überwiegenden Landesteilen, die weder an der Küste noch im Gebirge liegen, ist es für die Anwender praktisch, wenn die speziellen Biotoptypen der Küsten und Alpen eigene Obergruppen bilden, die dann vollständig unberücksichtigt bleiben können.

Es gäbe aber auch gute Gründe, die Obergruppen der Küsten und Alpen aufzulösen und die verschiedenen Biotope in die anderen Obergruppen einzuordnen. Dies ist dann anzustreben, wenn die Typisierung vorrangig an der floristischen und faunistischen Ähnlichkeit ausgerichtet werden soll. So weisen etwa Flora und Wirbellosenfauna von Silbergrasrasen alter Graudünen an der Küste viele Gemeinsamkeiten mit Silbergrasrasen auf Binnendünen auf, während kaum Ähnlichkeiten zu den Biozönosen von Watt- oder Salzwiesenbiotopen bestehen. Verbindungen zwischen unterschiedlichen Küstenbiotopen gibt es dagegen bei der Avifauna (Brutplätze von Möwen, Brandgänsen und

Tab. 66: Gegenüberstellung der Formationen und Klassen der Pflanzengesellschaften nach RENNWALD (2000) und der Obergruppen der Biotoptypen Niedersachsens (v. DRACHENFELS 2004)

Formationen nach RENNWALD (2000)	Klassen nach RENNWALD (2000)	Obergruppen der Biotoptypen Niedersachsens (v. DRACHENFELS 2004) [Teilmengen der Obergruppen]
1 Wasserpflanzengesellschaften	<i>Lemnetea</i> <i>Charetea fragilis</i> <i>Zosteretea</i> <i>Potamogetonetea</i> <i>Utricularietea</i> <i>Isoëto-Littorelletea</i>	3 Meer und Meeresküsten [Seegras-Bestände, Dünentäler] 4 Binnengewässer
2 Schutt-, Felspalten- und Mauerfugengesellschaften	<i>Asplenieta trichomanis</i> <i>Thlaspietea rotundifolii</i>	7 Fels-, Gesteins- und Offenbodenbiotope 13 Gebäude, Verkehrs- und Industrieflächen [Mauern]
3 Therophytenreiche Pioniervegetation (mit Ausnahme des unmittelbaren Küstenbereiches)	<i>Stellarietea mediae</i> <i>Sisymbrietea</i> <i>Bidentetea tripartitae</i> <i>Isoëto-Nanojuncetea</i>	3 Meer und Meeresküsten [Zwergbinsen-Gesellschaften in Dünentälern] 5 Gehölzfreie Biotope der Sümpfe, Niedermoore und Ufer 10 Äcker- und Gartenbaubiotope 11 Ruderalfluren
4 Eutraphente Röhrichte und Großseggenriede	<i>Phragmito-Magnocaricetea</i>	3 Meer und Meeresküsten [Brackröhrichte, Dünentäler] 4 Binnengewässer [Röhrichte] 5 Gehölzfreie Biotope der Sümpfe, Niedermoore und Ufer
5 Quell- und Niedermoorgesellschaften, Hochmoorschlenken- und Bulten-Gesellschaften	<i>Montio-Cardaminetea</i> <i>Scheuchzerio-Caricetea fuscae</i> <i>Oxycocco-Sphagnetetea</i>	3 Meer und Meeresküsten [Dünentäler] 4 Binnengewässer [Quellfluren] 5 Gehölzfreie Biotope der Sümpfe, Niedermoore und Ufer 6 Hoch- und Übergangsmoore
6 Meerstrand-, Spülsaum-, Dünen- und Salzwiesengesellschaften (mit Ausnahme der Vegetationstypen auf Grau- und Braundünen)	<i>Thero-Salicornietea</i> <i>Cakiletea maritimae</i> <i>Honckenyo-Elymetea</i> <i>Spartinetea maritimae</i> <i>Ammophiletea</i> <i>Juncetea maritimi</i> <i>Saginetea maritimae</i> <i>Crithmo-Staticetea</i>	3 Meer und Meeresküsten 5 Gehölzfreie Biotope der Sümpfe, Niedermoore und Ufer [Salzvegetation des Binnenlands]
7 Tritt- und Flutrasen, Rasengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes, Graudünen, Halbtrockenrasen und Magerrasen, Hochgebirgsrasen	<i>Polygono arenastri-Poetea annuae</i> <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> <i>Violetea calaminariae</i> <i>Koelerio-Corynephoretea</i> <i>Festuco-Brometea</i> <i>Elyno-Seslerietea</i> <i>Carici rupestris-Kobresietea bellardii</i> <i>Caricetea curvulae</i>	3 Meer und Meeresküsten [Graudünen] 8 Heiden und Magerrasen 9 Grünland 12 Grünanlagen der Siedlungsbereiche [Scher- und Trittrasen]
8 Nitrophytische, ruderales Staudenvegetation, halbruderales Halbtrockenrasen, Saum- und Verlichtungsgesellschaften, Uferstaudengesellschaften	<i>Galio-Urticetea</i> <i>Artemisietea vulgaris</i> <i>Trifolio-Geranietea sanguinei</i> <i>Epilobietea angustifolii</i> <i>Betulo-Adenostyletea</i>	1 Wälder [Lichtungsfluren, Säume] 3 Meer und Meeresküsten [eutrophierte Graudünen und Dünentäler] 11 Ruderalfluren
9 Zwergstrauch-Gesellschaften und Borstgras-Rasen	<i>Salicetea herbaceae</i> <i>Calluno-Ulicetea</i>	3 Meer und Meeresküsten [Braundünen, Dünentäler] 8 Heiden und Magerrasen
10 Gebüsche und Vorwälder, anthropogene Gehölzgesellschaften	<i>Franguletea</i> <i>Rhamno-Prunetea</i> <i>Salicetea arenariae</i> <i>Salicetea purpureae</i> <i>Loiseleurio-Vaccinietea</i> Anthropogene Gehölzgesellschaften	1 Wälder 2 Gebüsche und Gehölzbestände 3 Meer und Meeresküsten [Dünengebüsche] 12 Grünanlagen der Siedlungsbereiche [Gehölzbestände]
11 Waldgesellschaften	<i>Alnetea glutinosae</i> <i>Erico-Pinetea</i> <i>Vaccinio-Piceetea</i> <i>Vaccinio uliginosi-Pinetea sylvestris</i> <i>Quercu-Fagetea</i>	1 Wälder
–	–	13 Gebäude, Verkehrs- und Industrieflächen

anderen Vogelarten in den Dünen, Nahrungssuche im Wattenmeer).

Diese Überlegungen können ebenso bei den Siedlungsbiotopen angestellt werden. Eigenständig sind im Wesentlichen die bebauten Flächen. Die verschiedenen Ausprägungen unversiegelter Freiflächen können auch den anderen Obergruppen zugewiesen werden (z. B. Rasenflächen dem Grünland, Parkteiche den Stillgewässern, Alleen den Gehölzen usw.). Selbst die Gebäude könnten als künstliche Gesteinsbiotope mit den natürlichen Felsen eine Obergruppe bilden. Auch in diesem Fall sprechen pragmatische Gründe für eine gesonderte Kategorie der Siedlungsbereiche, da diese in vielen Kartierungsprojekten ausgespart bleiben und grundlegend anders zu bewerten sind. Gegen eine Klasse „Biotope der Siedlungsbereiche“ ist einerseits anzuführen, dass Bauwerke aller Art auch außerhalb der eigentlichen Siedlungsbereiche vorkommen, und andererseits, dass ein großer Teil der Biotoptypen der anderen Obergruppen auch innerhalb von Siedlungsbereichen zu finden ist.

Ein weiteres Argument gegen eigene Obergruppen für Küsten und Alpen ist, dass es in diesen Bereichen weitere, nicht oder wenig von den Besonderheiten dieser Naturräume geprägte Biotope gibt, die anderen Obergruppen zugeordnet sind (z. B. Gebäude, verschiedene Gewässertypen, Grünland eingedeichter Küstenmarschen).

Ein gewichtiges pragmatisches Argument für die Beibehaltung der Obergruppe „Küste“ ist, dass die

heterogenen Küstendünenkomplexe von den Primärdünen bis zu den Dünenwäldern einschließlich aller Vegetationstypen der feuchten Dünentäler auch in Anh. I der FFH-Richtlinie zu einer Obergruppe gehören und in den nach BNatSchG und NNatG gesetzlich geschützten Biotoptypen der Küstendünen ebenfalls zusammengefasst sind.

Es ist anzustreben, dass zumindest die obersten Hierarchiestufen der Klassifikation national und möglichst auch international einheitlich sind. Einen Vergleich auf nationaler und internationaler Ebene zeigt Tab. 67. Bis zur Obergruppe E von EUNIS sind diese drei Schlüssel weitgehend deckungsgleich. Danach finden sich verschiedene Abweichungen bei der Reihenfolge und beim Zuschnitt der Obergruppen, doch ist die Kompatibilität insgesamt relativ hoch.

Die Klassifikation von RIECKEN et al. (2006) wurde nicht einbezogen, da sie lediglich fünf sehr weit gefasste Obergruppen enthält, die außerhalb der Nummerierung der Typen stehen: Biotoptypen der Meere und Küsten, Biotoptypen der Binnengewässer, Terrestrische und semiterrestrische Biotoptypen der Ebene, des Hügel- und Berglandes, „Technische“ Biotoptypen, Biotoptypen mit Schwerpunkt in den Alpen.

In Tab. 68 werden die Obergruppen von vier Schlüssel deutscher Bundesländer verglichen, ausgehend von der niedersächsischen Klassifikation.

Tab. 67: Vergleich der Biotop-Obergruppen zwischen EUNIS, Österreich und Deutschland (CIR-Schlüssel)

Erste Hierarchieebene des EUNIS-Schlüssels (DAVIES et al. 2004) (Übersetzung und Anmerkungen d. Verf.)	Österreich (2007) (ESSL et al. 2002, 2004b, 2008, TRAXLER et al. 2005)	Deutschland AK „Landschaftserkundung“ (2002)
A: Meereslebensräume	–	01 Küstenbereich
B: Küstenlebensräume		
C: Oberflächengewässer des Binnenlandes [inkl. Salzwasser des Binnenlandes und Uferbiotope]	01 Binnengewässer, Gewässervegetation	02 Binnengewässer
D: Sümpfe, Hoch- und Niedermoore [inkl. Salzstellen des Binnenlandes]	02 Moore, Sümpfe und Quellfluren	03 Moore, Sümpfe
E: Grasländer und Flächen mit Dominanz von Stauden, Moosen oder Flechten	03 Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen 04 Hochgebirgsrasen, Pionier-, Polster- und Rasenfragmente, Schneeböden 06 Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume	04 Flächen der Landwirtschaft, Staudenfluren
F: Heiden, Gebüsche und Tundra	07 Zwergstrauchheiden 08 Gehölze der Offenlandschaft, Gebüsche	05 Rohbodenstandorte, Zwergstrauchheiden, Extremstandorte 06 Bäume, Feldgehölze, Gebüsche
G: Wald, Forst und andere baumbestandene Flächen [inkl. Baumreihen, Obstbaumbestände]	08 Gehölze der Offenlandschaft, Gebüsche 09 Wälder, Forste, Vorwälder	06 Bäume, Feldgehölze, Gebüsche 07 Wälder
H: Vegetationslose oder spärlich bewachsene Lebensräume des Binnenlands [inkl. Höhlen und Höhlengewässer, Brandflächen, Gletscher, Trampelpfade]	04 Hochgebirgsrasen, Pionier-, Polster- und Rasenfragmente, Schneeböden 10 Geomorphologisch geprägte Biototypen	05 Rohbodenstandorte, Zwergstrauchheiden, Extremstandorte
I: Regelmäßig oder bis vor kurzer Zeit kultivierte Acker- und Gartenbauhabitats sowie Parks und Gärten	05 Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfluren	04 Flächen der Landwirtschaft, Staudenfluren
J: Gebaute, industrielle und andere künstliche Habitats	11 technische Biotoptypen, Siedlungsbiotoptypen	08 Stark veränderte, gestörte Standorte, Ver- und Entsorgungsflächen 09 Siedlung, Verkehr, Freizeit und Erholung

Tab. 68: Vergleich der Obergruppen in verschiedenen Biotopschlüsseln deutscher Bundesländer

Quellen: Niedersachsen (v. DRACHENFELS 2004), Mecklenburg-Vorpommern (KARL 1998), Brandenburg (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2007), Rheinland-Pfalz (CORDES & CONZE 2007)

Niedersachsen 2004	Mecklenburg-Vorpommern 1998	Brandenburg 2007	Rheinland-Pfalz 2007
01 Wälder	01 Wälder	08 Wälder und Forsten	01 Wälder
02 Gebüsche und Gehölzbestände	02 Feldgehölze, Alleen und Baumreihen	07 Laubgebüsche, Feldgehölze, Alleen, Baumreihen und Baumgruppen	02 Kleingehölze
03 Meer und Meeresküsten	03 Ostsee- und Küstenbiotopie	–	–
04 Binnengewässer	04 Fließgewässer	01 Fließgewässer	06 Gewässer
	05 Stehende Gewässer	02 Standgewässer (einschl. Uferbereiche, Röhrichte etc.)	
05 Gehölzfreie Biotopie der Sümpfe, Niedermoore und Ufer	06 Waldfreie Biotopie der eutrophen Moore, Sümpfe und Ufer	04 Moore und Sümpfe	03 Moore, Sümpfe
06 Hoch- und Übergangsmoore	07 Oligo- und mesotrophe Moore [inkl. Moorwälder]		
07 Fels-, Gesteins- und Offenbodenbiotopie	11 Gesteins- und Abgrabungsbiotopie	03 Anthropogene Rohbodenstandorte und Ruderalfluren 11 Sonderbiotopie [pp]	07 Gesteinsbiotopie
08 Heiden und Magerrasen	08 Trocken- und Magerrasen, Zwergstrauchheiden	05 Gras- und Staudenfluren 06 Zwergstrauchheiden und Nadelgebüsche	04 Heiden, Trockenrasen
09 Grünland	09 Grünland und Grünlandbrachen	05 Gras- und Staudenfluren	05 Grünland
10 Acker- und Gartenbaubiotopie	12 Acker- und Erwerbsgartenbaubiotopie	09 Äcker	08 Weitere anthropogen bedingte Biotopie
11 Ruderalfluren	10 Staudensäume, Ruderalfluren und Trittrassen	03 Anthropogene Rohbodenstandorte und Ruderalfluren	09 Saum bzw. linienhafte Hochstaudenflur 10 Annuellenfluren, Flächenhafte Hochstaudenfluren
12 Grünanlagen der Siedlungsbereiche	13 Grünanlagen der Siedlungsbereiche	10 Biotopie der Grün- und Freiflächen	08 Weitere anthropogen bedingte Biotopie
13 Gebäude, Verkehrs- und Industrieflächen	14 Biotopkomplexe der Siedlungs-, Verkehrs- und Industrieflächen	12 Bebaute Gebiete, Verkehrsanlagen und Sonderflächen	08 Weitere anthropogen bedingte Biotopie 11 Verkehrs- und Wirtschaftswege
		11 Sonderbiotopie [Überschneidung mit mehreren Obergruppen]	12 Kleinstrukturen der freien Landschaft und Siedlungsbereiche [Überschneidung mit mehreren Obergruppen]

Die Klassifikationen von Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Rheinland-Pfalz weisen ein hohes Maß an Übereinstimmung bei der Reihenfolge der Obergruppen auf, jeweils beginnend bei den Wäldern als der von Natur aus vorherrschenden Vegetationsformation. Brandenburg hat teilweise eine andere Sortierung, ausgehend von den Gewässern. Die Siedlungsbiotopie stehen auch hier am Ende.

**Fazit:** Die Klassifikationen zeigen viele Gemeinsamkeiten und beginnen entweder mit den Küsten- und Gewässerbiotopen (v. a. nationale und internationale Schlüssel) oder – bei einigen Bundesländern – mit den Wäldern. Die Biotoptypen des Offenlands werden teilweise sehr unterschiedlich gruppiert (z. B. Heiden, Staudenfluren). Den Abschluss bilden in den meisten Fällen die Biotopkomplexe der Siedlungsbereiche. Die Reihenfolge der Obergruppen ist zwar gegenüber inhaltlichen Fragen der Klassifikation von nachrangiger Bedeutung, sollte aber einem einheitlichen Prinzip

folgen, dessen wichtigste Kriterien die Standorte, Vegetationsformationen und der Grad des Nutzungseinflusses sein sollten.

Als sinnvoll erweisen sich folgende Obergruppen:

- Meeres- und Küstenbiotopie: Hier ist zu klären, wie eng oder weit die Obergruppe gefasst wird. Biotopie ohne Salzeinfluss bzw. ohne küstenspezifische Standortbedingungen werden teilweise zu anderen Obergruppen gestellt (s. 7.4.1).
- Binnengewässer
- Sümpfe und Moore
- Magerrasen, Heiden, Grünland, Staudenfluren: Unterteilung in zwei bis drei Ober- bzw. Untergruppen möglich
- Äcker, Biotopie des Gartenbaus
- Alpine Rasen, Zwergstrauch-, Schutt- und Felsfluren: Diese Obergruppe erscheint sinnvoll, auch wenn sie nicht in allen Klassifikationen abgetrennt wird. Die alpinen Gesteins- und Gletscherbiotopie sollten hier einbezogen werden, alle anderen Gebirgsbiotopie

aber eher den anderen Obergruppen angeschlossen werden (vgl. Österreich und Schweiz, 6.5).

- Terrestrische Gesteins- und Offenbodenbiotop (tieferer Lagen): Hier ist zu klären, ob auch Mauern und ähnliche Bauwerke berücksichtigt werden.
- Gebüsche und andere Gehölzbestände des Offenlands
- Wälder (einschließlich der Moorwälder, ggf. exkl. der Wälder auf Küstendünen)
- Biotop des Siedlungsbereichs und Verkehrswege: Die zugehörigen Grünflächen (Rasenflächen, Beete, Gehölzbestände u. a.) können entweder eine eigene Ober- bzw. Untergruppe bilden, oder auf die anderen Obergruppen aufgeteilt werden.

Um den besten Zuschnitt dieser Obergruppen zu finden, müssen die möglichen Überschneidungen mit anderen Einheiten geklärt werden. Dazu dient die nachfolgende tabellarische Übersicht (Tab. 69).

Anhand der aufgelisteten Beispiele von Biotopen und Zuordnungskriterien ist darüber zu entscheiden, welche Biotoptypen zu welcher Obergruppe gehören und welche Obergruppen ggf. aufzuteilen sind. Dabei sind die wichtigsten Kriterien:

- Ähnlichkeit der Standorte und Biozönosen
  - Vergesellschaftung in bestimmten Biotopkomplexen
  - pragmatische Aspekte der Biotopkartierung
- Dies wird im anschließenden Kapitel 7.4 für die verschiedenen Obergruppen diskutiert.

Tab. 69: Mögliche Überschneidungen zwischen den verschiedenen Obergruppen von Biotoptypen (ohne alpine Biotop)

Typen mit Merkmalen verschiedener Obergruppen	andere Obergruppen	Kriterien für Zuordnung
<b>1. Küstenbiotop</b>		
Stillgewässer in Salzwiesen und Dünen-tälern	Binnengewässer	Salzeinfluss/Halophytenanteil, oder naturräumliche Lage
Ästuare	Binnengewässer	Salz- oder Tideeinfluss
Grünland mit geringem Salzeinfluss (höher gelegene Flächen, Sommerpolder)	Heiden/Grasland/Staudenfluren	Salzeinfluss/Halophytenanteil
landwirtschaftlich genutzte Dünentäler	Heiden/Grasland/Staudenfluren, Moore/Sümpfe	Vegetationstypen oder naturräumliche Lage
Röhrichte und Seggenriede in feuchten Dünentälern	Moore/Sümpfe	Vegetationstypen oder naturräumliche Lage
Röhrichte in Salzwiesenkomplexen	Moore/Sümpfe	Vegetationstypen oder naturräumliche Lage
Gebüsche und Baumbestände in Dünenbereichen oder Poldern	Gehölze/Gebüsche	Vegetationstypen oder naturräumliche Lage
Wälder in Dünenbereichen, Aufforstungen in Poldern usw.	Wälder	Vegetationstypen oder naturräumliche Lage
vegetationslose Strände und Dünen	Gesteins- u. Offenbodenbiotop	Salzeinfluss, naturräumliche Lage
Infrastruktureinrichtungen und Siedlungen im Küstenbereich	Siedlungsbereiche	naturräumliche Lage
Salzbiotop im Binnenland	Binnengewässer, Moore/Sümpfe	Vegetationstypen oder naturräumliche Lage
<i>mögliche Auf- oder Unterteilung der Obergruppe</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Meeresgewässer</li> <li>• terrestrische Küstenbiotop</li> </ul>	<i>MTHW-Linie</i>
<b>2. Binnengewässer</b>		
salzhaltige Gewässer des Binnenlands	Küstenbiotop	Vegetationstypen oder naturräumliche Lage
Gewässerufer	Wälder, Gebüsche/Gehölze, Heiden/Grasland/Staudenfluren, Moore/Sümpfe, Gesteins- u. Offenbodenbiotop u. a.	Standort oder Flächengröße (Ufersaum oder flächige Ausprägung)
Verlandungszonen	Wälder, Gebüsche/Gehölze, Moore/Sümpfe	Standort (Wasserbedeckung)
zeitweise trockenfallende Teile von Gewässern, temporäre Gewässer	Wälder, Gebüsche/Gehölze, Heiden/Grasland/Staudenfluren, Moore/Sümpfe u. a.	Standort (mittlerer Wasserstand) oder Vegetation (in Abhängigkeit von der Häufigkeit und Dauer der aquatischen Phase)
Quellfluren, Sumpfsquellen	Moore/Sümpfe, Wälder	Vorhandensein von offenen Wasserflächen
überrieselte Felsen, Wasserfälle	Gesteins- u. Offenbodenbiotop	Fläche und Menge des Wassers
Kleingewässer in Moorschlenken	Moore/Sümpfe	Flächengröße, Permanenz
Gebäude an und in Gewässern, gebaute Wasseranlagen	Siedlungsbereiche	Flächengröße
<i>mögliche Auf- oder Unterteilung der Obergruppe</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Stillgewässer</li> <li>• Fließgewässer</li> </ul>	<i>Fließgeschwindigkeit bzw. Form (linear oder Fläche)</i>

Typen mit Merkmalen verschiedener Obergruppen	andere Obergruppen	Kriterien für Zuordnung
<b>3. Moore/Sümpfe</b>		
Sümpfe und Moore in Tälern von Küstendünen	Küstenbiotope	Vegetation oder naturräumliche Lage
Röhrichte und andere Sumpfvvegetation in Küstenmarschen und Ästuaren	Küstenbiotope	Vegetation oder naturräumliche Lage
Kleingewässer in Schlenken oder Torfstichen, wiedervernässte Torfabbaufächen	Binnengewässer	Flächengröße, Permanenz
nasse/feuchte Staudenfluren	Heiden/Grasland/Staudenfluren	Standort bzw. Anteil von Nässezeigern
Strauchbestände in Mooren und Sümpfen	Gebüsche/Gehölze	Flächengröße, Deckungsgrad und Wuchshöhe der Strauchbestände
Baumbestände in Mooren und Sümpfen	Wälder, Gebüsche/Gehölze	Flächengröße, Deckungsgrad und Wuchshöhe der Baumbestände
landwirtschaftlich genutzte Moore und Sümpfe	Heiden/Grasland/Staudenfluren, Äcker	Vegetation
durch Eutrophierung und Entwässerung gestörte Moorflächen	Heiden/Grasland/Staudenfluren	Vegetation
<i>mögliche Auf- oder Unterteilung der Obergruppe</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sümpfe/Niedermoore</li> <li>• Hochmoore</li> </ul>	Vegetation
<b>4. Gebüsche/Gehölze</b>		
Gebüsche in Küstendünen-Bereichen	Küstenbiotope	Ausprägung oder naturräumliche Lage
Feldgehölze	Wälder	Flächengröße, Ausprägung der Krautschicht
Strauch- und Baumbestände in Mooren und Sümpfen	Moore/Sümpfe	Flächengröße, Deckungsgrad und Wuchshöhe der Strauch- und Baumbestände
Strauchbestände im Grünland, in Heiden und Magerrasen	Heiden/Grasland/Staudenfluren	Flächengröße, Deckungsgrad und Wuchshöhe der Strauch- und Baumbestände
Gebüsche auf Waldlichtungen bzw. Kahlschlägen	Wälder	Vegetation, Nutzung
Felsgebüsche	Gesteins- und Offenbodenbiotope	Flächengröße und Deckungsgrad der Strauchbestände
Hecken und Strauchbestände in Siedlungen, an Verkehrswegen	Siedlungsbereiche	Vegetation oder Lage
<i>mögliche Auf- oder Unterteilung der Obergruppe</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gebüsche</li> <li>• Baumbestände</li> </ul>	Wuchsform (Sträucher, Bäume)
<b>5. Wälder</b>		
Wälder auf Küstendünen	Meeresküsten	Ausprägung oder naturräumliche Lage
kleine Waldstücke	Gehölze/Gebüsche	Flächengröße
Waldsäume, Waldlichtungen/-schläge	Heiden/Grasland/Staudenfluren, Gehölze/Gebüsche	Vegetation oder Kontaktbiotope, Dauer der waldfreien Phase
Waldtümpel	Binnengewässer	Flächengröße, Dauer der aquatischen Phase
Quellwälder	Binnengewässer	Vorhandensein von offenen Wasserflächen
Blockschutt- und Felswälder	Gesteins- und Offenbodenbiotope	Flächengröße der offenen Gesteinsflächen, Vegetation
Moorwälder	Moore/Sümpfe	Flächengröße, Höhe und Dichte des Baumbestands
lichte Hutewälder	Heiden/Grasland/Staudenfluren, Gehölze/Gebüsche	Flächengröße, Höhe und Dichte des Baumbestands, Ausprägung der Krautschicht
Waldsiedlungen, Parkwälder	Siedlungsbereiche	Flächenanteil der Wege und Gebäude, Ausprägung der Krautschicht
<i>mögliche Auf- oder Unterteilung der Obergruppe</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Laubwälder – Nadelwälder</li> <li>• naturnahe Wälder – Forste</li> </ul>	dominante Baumarten, Naturnähe



Typen mit Merkmalen verschiedener Obergruppen	andere Obergruppen	Kriterien für Zuordnung
<b>6. Heiden/Grasland/Staudenfluren</b>		
Grünland- und Heidetümpel	Binnengewässer	Vegetation
lückige Trockenrasen und Heiden (v. a. auf Felsen und auf Sand)	Gesteins- und Offenbodenbiotope	Flächengröße, Vegetationsdeckung
nasses Grünland, Moorheiden, nasse Staudenfluren	Moore/Sümpfe	Vegetationsstruktur, Artenzusammensetzung
Strauchbestände im Grünland, in Heiden und Magerrasen	Gebüsche/Gehölze	Flächengröße, Deckungsgrad und Wuchshöhe der Strauchbestände
Baumbestände im Grünland, in Heiden und Magerrasen	Wälder, Gebüsche/Gehölze	Flächengröße, Deckungsgrad und Wuchshöhe der Strauchbestände
Grünland in Küstenmarschen	Küstenbiotope	Salzeinfluss, Vegetation, naturräumliche Lage
Heiden und Trockenrasen auf Küstendünen	Küstenbiotope	Vegetation, naturräumliche Lage
umgebrochenes Grünland, Grasäcker, Ackerbrachen	Äcker	Vegetation, Nutzung
Rasenflächen im Siedlungsbereich	Siedlungsbereiche	Vegetation oder Lage
magerrasenartige Vegetation auf Bauwerken und befestigten Flächen	Siedlungsbereiche	Vegetation, Flächengröße
<i>mögliche Auf- oder Unterteilung der Obergruppe</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Magerrasen</i></li> <li>• <i>Heiden</i></li> <li>• <i>Grünland</i></li> <li>• <i>Staudenfluren</i></li> </ul>	<i>Vegetation und Standorte</i>
<b>7. Gesteins- und Offenbodenbiotope</b>		
Gesteins- und Offenbodenflächen mit spärlicher Vegetation	Heiden/Grasland/Staudenfluren	Deckungsgrad der Vegetation, Flächengröße vegetationsloser Teilflächen
Sand- und Schlickflächen an der Küste	Küstenbiotope	Salzeinfluss, naturräumliche Lage
Torfflächen	Sümpfe/Moore	Torfmächtigkeit, Nutzung, Wasserhaushalt
zeitweise überstaute oder überströmte Fels- und Offenbodenbiotope	Binnengewässer	Größe und Permanenz der Gewässer
anthropogene Gesteins- und Offenbodenbiotope (z. B. Mauern, Wege)	Siedlungsbereiche	Entstehung, Struktur, Lage
<i>mögliche Auf- oder Unterteilung der Obergruppe</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>natürlich – anthropogen</i></li> <li>• <i>Festgestein – Lockergestein</i></li> </ul>	<i>Entstehung, Gesteinsart</i>
<b>8. Siedlungsbereiche</b>		
technisch geprägte Gewässer, Gewässer in Grünanlagen	Binnengewässer	Flächengröße, Struktur
Rasenflächen	Heiden/Grasland/Staudenfluren	Vegetation, Nutzung, Lage
Nutzgärten, Beete	Acker- und Gartenbaubiotope	Flächengröße, Nutzung
Pioniervegetation und Begrünung auf anthropogenem Substrat (Dächer, Mauer, Schotterflächen u. a.)	Heiden/Grasland/Staudenfluren	Standort, Vegetation
Ruderalflächen	Heiden/Grasland/Staudenfluren	Flächengröße
Strauchbestände im Siedlungsbereich	Gebüsche/Gehölze	Vegetation
Baumbestände im Siedlungsbereich	Wälder, Gebüsche/Gehölze	Vegetation, Flächengröße
bebaute Bereiche im Küstenbereich	Küstenbiotope	Flächengröße
<i>mögliche Auf- oder Unterteilung der Obergruppe</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Biotop der Grünflächen</i></li> <li>• <i>Biotop der Gebäude und befestigten Flächen</i></li> </ul>	<i>Struktur, Deckungsgrad der Vegetation</i>

## 7.4 Kriterien für die Typenbildung innerhalb der Obergruppen

### 7.4.1 Meeres- und Küstenbiotope

#### 7.4.1.1 Kennzeichen und Abgrenzung der Obergruppe

Diese Obergruppe kann enger oder weiter gefasst und im Kern auf zwei Untergruppen aufgeteilt werden:

- marine Biotope (Sublitoral, offenes Meer)
- salzbeeinflusste Küstenbiotope (Eu- und Supralitoral: Wattflächen, Strände, junge Dünen, Salzwiesen, Küstenfelsen u. a., außerdem vom Meer abgesetzte Brack-Gewässer wie Ästuare und Lagunen)

Fakultativ anzuschließen sind:

- ältere Dünenstadien und Dünentäler, die nicht wesentlich vom Salzwasser beeinflusst sind (oder nur sehr selten bei extremen Sturmfluten, sofern dies nicht durch Küstenschutz verhindert wird)
- Salzbiotope des Binnenlands (wegen der Ähnlichkeit zu Salzwiesen der Küste)
- Süßwasser-Tidebereiche
- nicht oder wenig salzbeeinflusstes Grünland eingedeichter bzw. hochliegender Marschen

Für die Einbeziehung der älteren Dünen und die anderweitige Einordnung der Binnensalzstellen sprechen pragmatische Gesichtspunkte der geographischen Lage und der unterschiedlichen Biotopkomplexe. Argumente für eine jeweils umgekehrte Entscheidung sind die Ähnlichkeiten der Standorte und Artenzusammensetzung mit Binnendünen im ersten bzw. mit Küstensalzwiesen im zweiten Fall. Während junge Graudünen und Dünentäler noch einige küstenspezifische Arten aufweisen, ist dies bei Dünenwäldern oder Schilfröhrichten alter Dünentäler kaum der Fall. Die Standortunterschiede zu Binnendünen liegen in häufigeren Stürmen und im Einfluss der Meeresgisch, außerdem in der grundsätzlichen Möglichkeit, dass auch alte Küstendünenstadien durch extreme Sturmfluten erreicht werden könnten. Ohne erfolgreichen Küstenschutz würde sich die Frage der Zuordnung so vermutlich kaum stellen, weil dann eine derartige Alterung und Binnenland-ähnliche Entwicklung von Küstendünen, wie sie heute festzustellen ist, zumindest an der Nordsee kaum eingetreten wäre.

Die Binnensalzstellen können spezifische Arten aufweisen, die an der Küste fehlen, sind vielfach aber lediglich artenärmer als die Küstensalzwiesen. Da ihnen die Dynamik der Sturmflut-beeinflussten Küsten- und Ästuarmarschen fehlt, sind die Standortunterschiede durchaus deutlich, was ein Argument für die Zugehörigkeit zu den binnenländischen Biotopen ist (vgl. 7.4.3). Allerdings kommt auch in küstenfernen bzw. eingedeichten Teilen der Marschen vereinzelt Salzvegetation vor, bei der sich die Frage stellt, ob es schon eine Binnensalzstelle oder noch eine Küstensalzwiese (aber heute ohne Kontakt zum Meer) ist. Daher ergibt sich keine eindeutige Zuteilung der Salzwiesen in Küsten- und Binnenlandvorkommen, was wiederum für die Zusammenfassung in einer Obergruppe spricht.

Wenn die geographische Lage bzw. der zusammengehörige Biotopkomplex maßgeblich sind, müssen alle Stadien der Küstendünen zu dieser Obergruppe

gehören, nicht aber die Salzbiotope des Binnenlands. Dies hat den Vorteil, dass die Einordnung geographisch festgelegt werden kann, und den Nachteil, dass die konkrete Biotopfläche vielfach nicht anhand ihrer Vegetation, sondern nur aus dem Zusammenhang heraus zugeordnet werden kann. Daher wäre es für eine kompakte, objektive Klassifikation von Vorteil, wenn die Küstenbiotope im Dünenbereich eng gefasst werden, die Binnensalzstellen aber einbezogen werden. Das entspricht auch der pflanzensoziologischen Klassifikation der zugehörigen Pflanzengesellschaften. Dagegen sprechen die Vorgaben bestehender Schlüssel auf europäischer und nationaler Ebene sowie in Naturschutzgesetzen und FFH-Richtlinie. Diese trennen Küsten- und binnenländische Salzwiesen sowie Küsten- und Binnendünen. Da im Zweifelsfall die Kompatibilität zu bestehenden Klassifikationen den Ausschlag zwischen gleichwertigen Alternativen geben sollte, ist die Einbeziehung aller Stadien der Küstendünen in eine Obergruppe von Küstenbiotopen und die gesonderte Einordnung der Binnensalzstellen zu befürworten.

Die Süßwasser-Tidebereiche – also die limnischen Abschnitte der Flussunterläufe mit tidebedingten Wattflächen – werden teils den Küstenbiotopen und teils den Gewässern des Binnenlands zugeordnet. Bei EUNIS (DAVIES et al. 2004) gehören die Süßwasser-Tideflüsse („Tidal rivers upstream from the estuary“) zu den binnenländischen Gewässern. Bei RIECKEN et al. (2006) fehlt eine klare Linie (vegetationsloses Süßwasserwatt zu den Küstenbiotopen, die Röhrichte und Wasserkörper zu den binnenländischen Obergruppen, vgl. Anh.). Auch im niedersächsischen Kartierschlüssel (v. DRACHENFELS 2004) werden die Süßwasserwatten (aber inkl. der Röhrichte) bei den Küstenbiotopen, die Wasserkörper der zugehörigen Flüsse bei den Binnenwassern aufgeführt. Da die Ufer- und Auenbiotope der Süßwasser-Tideflüsse sich kaum von denjenigen der stromaufwärts anschließenden Flussabschnitte unterscheiden, erscheint es zweckmäßig, den gesamten Biotopkomplex der nicht salzbeeinflussten Flussmarschen den Obergruppen der binnenländischen Biotope zuzuordnen.

Entscheidungsprobleme ergeben sich auch bei schwach salzbeeinflussten Grünlandflächen (z. B. hinter Sommerdeichen oder auf höher liegenden Standorten der Brackmarschen). Sofern sie (fast) keine Halophyten enthalten und pflanzensoziologisch daher den *Molinio-Arrhenatheretea* zuzuordnen sind, erscheint die Angliederung an die binnenländischen Grünlandflächen zweckmäßiger. Entsprechendes gilt für alle anderen Biotope, die zwar im Küstenbereich vorkommen, sich aber wenig von vergleichbaren Biotopen des Binnenlands unterscheiden (z. B. limnische Kleingewässer).

Zu den Biotoptypen der Meeresküste sollten – unter Abwägung aller Vor- und Nachteile – gestellt werden:

- Wasserkörper und Wattflächen des Meeres und der Brackwasserästuare
- Außendeichsflächen der Küsten- und Brackmarschen mit Salzwiesen und Brackröhrichten, einschließlich darin gelegener Priele und Stillgewässer.
- alle Biotoptypen der Küstendünen und der Kliffs

#### 7.4.1.2 Kriterien für die Typisierung

Kriterien für die Typisierung der Meeres- und Küstenbiotope sind an erster Stelle die Standortverhältnisse, da diese Lebensräume nur teilweise von Vegetation bestimmt sind.

Die marinen Biotope müssen im Kontext von Biotopkartierungen vorrangig anhand relativ ortsfester Merkmale des Meeresgrundes definiert und abgegrenzt werden. Dazu gehören die Wassertiefe und die Ausprägung des Benthalsubstrats. Dabei kann die Benthosfauna teilweise die Rolle der Pflanzenarten bei den terrestrischen Biotopen übernehmen (Strukturbildner, Kennarten für bestimmte Standortverhältnisse). Die Unterscheidung von Lebensräumen in der Vertikalen (Pelagial, Benthos) widerspricht dem Konzept des Biotops als abgrenzbarem Ausschnitt der Erdoberfläche (s. Kapitel 3 und 6). Die Typisierung und Erfassung mariner Biotoptypen erfordert spezielle Kenntnisse und Methoden und wird daher an dieser Stelle nicht vertieft. Das Arbeitsgebiet der konventionellen Biotopkartierung reicht nur bis zum Litoral. Neben der Struktur des Meeresgrundes ist der Salzgehalt des Wassers von maßgeblicher Bedeutung, v. a. im Bereich der Ästuare. Da dieser aber in Abhängigkeit vom Tidegeschehen erheblichen Fluktuationen unterliegt, ergeben sich dabei keine im Gelände nachvollziehbaren Grenzen. Typisierung und Kartierung müssen sich daher an den Salinitätszonen der Hydrografie orientieren. An der Watt- und Ufervegetation lässt sich die Grenze zwischen der oligohalinen und der limnischen Zone nicht ablesen, was auch dadurch zu erklären ist, dass das schwerere Salzwasser bei normalen Wasserständen die Flachwasser- und Uferbereiche kaum berührt.

Die Biotope des Litorals werden primär durch den Gradienten des Salzwassereinflusses bestimmt, vom täglich überfluteten Watt bis zur obersten Zone der Salzwiesen, die nur noch von Sturmfluten erreicht wird (Haloserie).

Die Biotope der Küstendünen (Xeroserie) werden v. a. durch Gradienten der Basenversorgung und der Standortdynamik gekennzeichnet. Sie reichen von den kalkreichen, hochdynamischen Primär- und Sekundärdünen bis zu den festliegenden, entkalkten Braundünen. Da die meisten Dünengebiete durch Maßnahmen des Küstenschutzes mehr oder weniger fixiert sind, unterliegen sie einer fortschreitenden Alterung und Sukzession, deren Gradient von Rasen über Gebüsche bis zum Wald reicht. Daher bildet auch die Vegetationsstruktur ein wesentliches Kriterium für die Typisierung. Entsprechendes gilt für die Biotope feuchter Dünentäler (Hygroserie), bei denen der Grad der Verässung, die Basenversorgung und die Vegetationsstruktur maßgebliche Kriterien sind (vgl. POTT 1995b, PETERSEN 2000).

Neben den natürlichen Standortgradienten müssen diverse anthropogene Einflüsse bei der Festlegung der Typen beachtet werden (z. B. Nutzung und Nutzungsaufgabe in Salzwiesen, Eutrophierung, Eingriffe in den Wasserhaushalt, Bauwerke des Küstenschutzes, Ausbreitung von Neophyten, Aufforstung).

In naturnahen Salzwiesen und Dünen kann sich die Biotopklassifikation sehr weitgehend an den beschriebenen Pflanzengesellschaften orientieren. Ausgenommen sind solche Vegetationstypen, die i. d. R. sehr kleine Bereiche (wenige dm<sup>2</sup> bis m<sup>2</sup>) unterhalb der

topischen Dimension einnehmen. Dazu gehören die Gesellschaft des Rotbraunen Quellrieds (*Blysmetum rufi*), die Strandmastkraut-Gesellschaften (*Saginion maritimae*) und der Meersenf-Spülsaum (*Cakiletum maritimae*), die Teil weiter zu fassender Biotoptypen sind (z. B. Primärdünen inkl. ihrer Spülsaume). Neben den Assoziationen und Verbänden der idealtypischen Salzwiesen- und Dünengesellschaften müssen aber u. a. auch Vegetationstypen berücksichtigt werden, die kennartenarme Sukzessionsstadien darstellen oder Ergebnis anthropogener Störungen sind (z. B. Nitrophytenbestände oder Gebüsche aus neophytischen Arten). Daher ist es erforderlich, das deduktiv aufgrund natürlicher Standortgradienten und der beschriebenen Pflanzengesellschaften entwickelte Grundgerüst der Klassifikation – aufbauend auf Kartierungsergebnissen – induktiv zu modifizieren und zu ergänzen. Dazu zwei Beispiele:

- Kartoffelrosen-Gebüsche: Im Bereich der Weiß- und Graudünen der Ostfriesischen Inseln nehmen Dominanzbestände der ursprünglich aus Ostasien stammenden *Rosa rugosa* inzwischen große Flächen ein und müssen daher als eigene Biotoptypen erfasst werden.
- „Salzwiesen-Düne“: Dieser Typ wurde im niedersächsischen Kartierschlüssel (v. DRACHENFELS 2004) eingefügt, da flache Dünen innerhalb oder am Rand von Salzwiesen nicht eindeutig als Weiß- oder Graudünen einzustufen, aber durch spezifische Artenkombinationen gekennzeichnet sind (Strandhafer, Quecke, Arten der Graudünen, Spülsaume und Strandmastkraut-Gesellschaften).

Außerdem ist zu beachten, dass Pflanzengesellschaften der Küstendünen und Küstendünetäler auch anthropogene Sandstandorte im Küstenbereich besiedeln können. Diese Vorkommen müssen gesondert typisiert werden, da sich die Standorte in bewertungsrelevanter Weise unterscheiden und weil nur Dünen und Dünetäler zu den gesetzlich geschützten und den in Anh. I der FFH-Richtlinie aufgeführten Lebensräumen gehören (nicht aber z. B. aufgespülte Polder mit vorübergehend ähnlicher Vegetation).

Tab. 70 gibt einen Überblick über die Typisierungskriterien für Küstenbiotope (ohne Biotope des offenen Meeres).

Wie erläutert wurde, sind für die Typisierung der Küstenbiotope vorrangig Standortparameter und – sofern vorhanden – Vegetationsstruktur oder zoogene Strukturen maßgeblich. Für die genauere Untergliederung werden v. a. dominante Pflanzenarten oder auch bestimmte Kombinationen von Pflanzenarten (Zeigerarten für Standortmerkmale) herangezogen. Aufgrund der extremen Standorte werden die meisten Biotoptypen von einer Art oder von wenigen Arten dominiert.

Tab. 70: Typisierungsmatrix für Biotope der Meeresküsten

Typisierungskriterien für Biotope der Meeresküsten		
Kriterien	Merkmale / Gradienten	
Standorte, abiotische Strukturen	Salzeinfluss	■ starker bis fehlender Salzeinfluss
	Basen- und Nährstoffversorgung (v. a. Dünen)	■ sehr basenarm bis kalkreich ■ sehr nährstoffarm bis nährstoffreich
	Wasserhaushalt	■ trocken (Dünen) ■ frisch bis morastig (Dünetäler) ■ permanente und temporäre Gewässer ■ Frequenz der Überflutung (täglich bis jährlich)
	Zonierung in Bezug zu MTHW	■ sublitoral bis supralitoral
	Substrat	■ Steine, Kies, Schill, Sand, Klei, Schlack, Mischsediment, Torf
	Relief, abiotische Strukturen	■ z. B. Wattflächen, Priele, Lagunen, Sandbänke, Dünen ■ anthropogene Strukturen (z. B. Polder, Lahnungen, Grütppen, Deiche) u. a.
Vegetationsstrukturen, zoogene Strukturen	■ vegetationslos, lückiger Krautbestand, Rasen, Hochgrasflur, Röhricht, Zwergstrauchbestand, Gebüsch, Wald, Muschelbank u. a.	
Dominante Pflanzenarten, Artenkombination	■ Queller, Schlackgras, Annel, Quecke, Strandhafer, Sanddorn, Schilf, Kartoffelrose u. a.	
Nutzung	■ ungenutzt, Beweidung, Mahd, Badenutzung u. a.	

Die für die Typisierung ausschlaggebenden Merkmale lassen sich für Küstenbiotope so zusammenfassen:

Merkmale:	Wasser- versorgung	Salz-, Basen- und Nährstoffgehalt	Substrat, Relief	Strukturtyp	dominante Arten	Nutzung
	trocken bis mäßig trocken	kalkreich, schwacher Salzeinfluss	Flugsand, Düne	Hochgrasflur	Strandhafer	keine
Biotoptyp:	Strandhafer-Weißdüne					

Gemäß Tab. 58 ist dieser Typ wie folgt gekennzeichnet:

Biotoptyp:	Strandhafer-Weißdüne									
Typisierungs- kriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	1-2	0	42 (51)	11	21	321	33 Strandhafer	0	1-2	3

## 7.4.2 Binnengewässer

### 7.4.2.1 Kennzeichen der Obergruppe und Untergliederung

Die Binnengewässer umfassen zunächst einmal limnische Fließ- und Stillgewässer, also Gewässer, die nicht vom Salzwasser des Meeres beeinflusst sind.

Bei folgenden Gewässertypen ist festzulegen, ob sie den Küstenbiotopen oder den Binnengewässern anzuschließen sind:

- Salzhaltige Kleingewässer an der Küste (z. B. natürliche Tümpel oder alte Bombentrichter in Salzwiesen oder Küstendünen).
- von Natur aus salzhaltige Gewässer im Binnenland
- anthropogen salzhaltige Gewässer im Binnenland
- Süßwasserabschnitte der Ästuarie (mit Tideeinfluss)

Gemäß den Ausführungen im vorhergehenden Abschnitt 7.4.1 sollten Kleingewässer, die funktionale Bestandteile von Salzwiesen- oder Dünenkomplexen der Küsten sind, der Obergruppe der Küstenbiotope zugeordnet werden, während die salzhaltigen Gewässer

des Binnenlands sowie die Süßwasser-Tidebereiche aus pragmatischen Gründen den binnenländischen Gewässern angeschlossen werden können.

Weiterhin ist zu klären, wo im Uferbereich die Grenze zwischen Gewässern und angrenzenden (semi-)terrestrischen Biotopen verläuft. Grundsätzlich sollte die Linie des mittleren Wasserstands maßgeblich sein, wie sie auch der Abgrenzung in topographischen Karten zu Grunde liegt. Bei Weihern, Bächen und kleinen Flüssen ist schon aus Maßstabsgründen eine gesonderte Typisierung und Kartierung vom Lebensräumen der Wasserwechselzone (z. B. trockenfallende Kiesbänke) nicht zweckmäßig. Es handelt sich nicht um eigenständige Biotoptypen, sondern um untergeordnete Biotopelemente. Bei Stauseen, großen Flüssen und Strömen mit starken Wasserstandsschwankungen sowie abgelassenen Teichen können dagegen im Sommer trockenfallende Bereiche so großflächig ausgeprägt sein, dass die Abgrenzung eigener Biotoptypen zweckmäßig ist. Da diese Flächen die meiste Zeit des Jahres von Wasser bedeckt sind, werden sie besser den Gewässerbiotopen angeschlossen (anders als z. B. bei v. DRACHENFELS 2004).

Die Wasservegetation ist Bestandteil der Gewässerbiotope. Wenn sie im Kontext von Biotoptypen gesondert typisiert wird, dann nicht als Vegetationstyp, sondern als Gewässerteil oder -ausprägung mit einer bestimmten Vegetation.

Die Binnengewässer werden in die beiden Untergruppen der Fließgewässer und der Stillgewässer unterteilt. Dabei ist zu entscheiden, wie mit intermedären Typen zu verfahren ist:

- Tümpelquellen bzw. Quelltöpfe (Limnokrenen): Da sie Ursprünge von Fließgewässern sind, sollten sie zusammen mit den anderen Quelltypen zu den Fließgewässern gestellt werden. Dies gilt aber nicht für größere Teiche, Weiher und Seen mit Austritten von Quellwasser am Gewässergrund.
- Altarme: Altarme haben i. d. R. vorwiegend Stillgewässercharakter. Deutlich durchflossene Nebenarme von Fließgewässern sind dagegen Teile von Bach- oder Flussläufen.
- Gräben und Kanäle: Diese anthropogenen Gewässer sind linear ausgeprägt und meist auch mit Fließgewässern verbunden. Sie können deutlich fließen oder eher den Charakter von Stillgewässern mit sehr schwacher Durchströmung haben. Besonders im Tiefland, wo auch die natürlichen Fließgewässer von Natur aus sehr geringe Fließgeschwindigkeiten aufweisen, ist vielfach kaum eindeutig zu entscheiden, ob es sich um einen Graben oder um einen grabenartig ausgebauten Bach handelt. Bei Schifffahrtskanälen erzeugen die Schiffe erhebliche Wasserbewegungen, die zu einer mechanischen Beanspruchung der Wasservegetation führen, die der von Flüssen ähnelt. In Luft- und Satellitenbildern können nur lineare Wasserläufe und flächige Stillgewässer unterschieden werden. So überwiegen die Argumente, die für eine pragmatische Zusammenfassung von Gräben und Kanälen innerhalb der Obergruppe „Fließgewässer“ sprechen. Funktionslos gewordene, abgetrennte Abschnitte von Gräben und ehemaligen Kanälen sind dagegen – wie die Altarme – den Stillgewässern zuzuordnen.
- Aufgestaute Abschnitte von Fließgewässern: Die Zuordnung muss aufgrund des Ausmaßes der Stauwirkung erfolgen. Stauseen oder -teiche, die um ein Vielfaches breiter sind als die einmündenden und ausfließenden Fließgewässer, sind als Stillgewässer einzustufen, während Bäche und Flüsse mit Stauwehren, aber deutlicher Strömung und begrenzter Breite zu den Fließgewässern gehören.

#### 7.4.2.2 Quellen

Die Quellen werden in den meisten Klassifikationen vorrangig oder ausschließlich nach ihrer Morphologie typisiert. BREHM & MEIJERING (1982) unterscheiden sechs morphologische Quelltypen:

- 1) Fallquellen: Das Quellwasser stürzt an Felswänden als Wasserfall herab.
- 2) Schießquellen: Das Quellwasser tritt bei starkem Gefälle sehr schnell fließend aus.
- 3) Fließquellen: Das Quellwasser fließt bei geringerem Gefälle zügig ab.
- 4) Sumpfunterquellen: Das Quellwasser sickert auf größerer Fläche hervor und rinnt dann oberirdisch zusammen.

- 5) Trichterquelle: Das Quellwasser sprudelt von unten in einem trichterförmigen Becken hervor und fließt erst dann über einen Überlauf ab.
- 6) Grundquellen: Das Quellwasser tritt am Grund von selbstständigen Gewässern wie Bächen oder Seen aus. Diese Quellen sollten nicht als eigene Biotoptypen aufgefasst werden, da sie nicht gesondert abgegrenzt werden können (s.o.).

Überwiegend werden in der limnologischen Literatur aber nur drei Typen unterschieden (z. B. SCHWOERBEL 1977):

- Fließ- oder Sturzquellen (Rheokrenen)
- Riesel-, Sicker- und/oder Sumpfunterquellen (Helokrenen)
- Tümpelquellen bzw. Quelltöpfe (Limnokrenen)

Im bayerischen „Aktionsprogramm Quellen“ werden fünf morphologische Quelltypen mit je ein bis vier Substratuntertypen differenziert (PROJEKTGRUPPE AKTIONSPROGRAMM QUELLEN 2004):

- Fließquelle (vier Substrattypen: o, f, g, b): punktueller, deutlich fließender Quellaustritt
- Fallquelle (ein Substrattyp: x): als Wasserfall an Felswänden, kann auch als Extremtyp der Fließquelle aufgefasst werden.
- Sickerquelle (drei Substrattypen o, f, g): flächiger Quellsumpf
- Linearquelle (drei Substrattypen: o, f, g): Quelle nicht klar zu lokalisieren, das Wasser sammelt sich allmählich in einem kleinen Quellbach
- Tümpelquelle (drei Substrattypen: o, f, g): Quellwasser tritt am Grunde eines Beckens aus, sammelt sich in einem Quellweiher und fließt über den Rand des Beckens ab.  
Substrattypen: o = organisch geprägt, f = Feinmaterial-geprägt, g = Grobmaterial-geprägt, b = Blockmaterial-geprägt, x = Fels

Der Typ der Linearquelle ist sinnvoll, weil Quellbäche im Bergland ohne deutlichen Quellwasseraustritt den drei o.g. Standardtypen nicht eindeutig zuzuordnen sind. Eine Unterteilung der Fließquellen in Fließ- und Schießquellen (s.o.) erscheint entbehrlich. Der Begriff „Tümpelquelle“ ist nicht zweckmäßig, weil er – ausgehend vom Tümpel als einem temporären Stillgewässer – nicht zu großen Quelltöpfen passt.

Neben den natürlichen Quellformen stehen die anthropogenen Strukturtypen, bei denen das Quellwasser aus Rohren austritt oder in gemauerten Becken gefasst ist. Vollständig zur Wassergewinnung in Brunnenhäusern oder ähnlichen Bauwerken gefasste Quellen sollten im Rahmen von Biotopkartierungen nicht als Gewässerbiotope eingestuft werden.

Die weitere Untergliederung der Quellen erfolgt vorrangig nach der Basenversorgung, wobei zumindest kalkreiche und -arme Typen zu unterscheiden sind. Bei den kalkreichen Quellen müssen im Hinblick auf den FFH-LRT 7220 kalktuffbildende Ausprägungen eigene Typen bilden bzw. durch ein Zusatzmerkmal gekennzeichnet werden. Als Sondertypen sind außerdem salzreiche Quellen aufzuführen. Ggf. können auch Mineralquellen (z. B. mit hohem Eisen- oder Schwefelgehalt) gesondert klassifiziert werden.

Die meisten naturnahen Quellen liegen in Wäldern und werden aufgrund der Beschattung wenig durch Quellvegetation geprägt. In größeren Quellbereichen

ist die Quellvegetation überwiegend Teil eines weiteren Biotoptyps (z. B. Quellwald, Quellmoor), so dass sie für die Typisierung der eigentlichen Quellgewässer von nachrangiger Bedeutung ist.

Eine Typisierung nach dem Substrat erscheint – anders als bei den Bächen und Flüssen (s.u.) – aufgrund der geringen Flächengröße weniger wichtig. Viele Quellen sind ohnehin durch ein sehr kleinflächiges Nebeneinander verschiedener Substrate gekennzeichnet (z. B. organisches Substrat in durchsickerten Randbereichen, sandiges oder steiniges Substrat in den abfließenden Quellrinnalen). Daher erscheint es zweckmäßiger, die Anteile der verschiedenen Substrate ebenso wie die Vegetation auf der Objektebene zu erfassen (vgl. z. B. KIEL & BATMER 2009).

### 7.4.2.3 Bäche und Flüsse

Bei Bächen und Flüssen gibt es unterschiedliche Klassifikationen. Neben den in Kapitel 6 vorgestellten Biotopklassifikationen liegen u. a. folgende Typologien vor:

Die längste Tradition haben die limnologischen Fließgewässerzonen (die mit sog. Fischregionen korrelieren, vgl. z. B. SCHWOERBEL 1977):

Krenal: Quellzone (s. 7.4.2.2)

Rhithral (Salmonidenregion)

- Epirhithral (obere Forellenregion)
- Metarhithral (untere Forellenregion)
- Hyporhithral (Äschenregion)

Potamal

- Epipotamal (Barbenregion)
- Metapotamal (Brachsenregion)
- Hypopotamal (Kaulbarsch-Flunder-Region)

Die Zweiteilung in Rhithral und Potamal wurde z. B. bei der Biotopklassifikation des BfN (RIECKEN et al. 2006) übernommen.

Im Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurde in letzter Zeit eine morphologisch-naturräumliche Typologie entwickelt. Dabei werden nach POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2003) für Deutschland folgende Typen unterschieden:

Typen der Alpen und des Alpenvorlandes

Typ 1: Fließgewässer der Alpen

Typ 2: Fließgewässer des Alpenvorlandes

Typ 3: Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes

Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes

Typen des Mittelgebirges

Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche

Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche

Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche

Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche

Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse

Typ 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse

Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges

Typ 10: Kiesgeprägte Ströme

Typen des Norddeutschen Tieflandes

Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche

Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse

Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche

Typ 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse

Typ 18: Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche

Typ 20: Sandgeprägte Ströme

Typ 22: Marschengewässer (Typendifferenzierung noch nicht abgeschlossen)

Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostsee-zuflüsse

Ökoregion-unabhängige Typen

Typ 11: Organisch geprägte Bäche

Typ 12: Organisch geprägte Flüsse

Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern

Typ 21: Seeausflussgeprägte Fließgewässer

Eine etwas abweichende Klassifikation „geologisch-pedologischer Fließgewässertypen“ wurde zuvor für NRW erstellt (SOMMERHÄUSER et al. 2002):

Fließgewässer der Niederungen

- Sandgeprägtes Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen
  - Kiesgeprägtes Fließgewässer der Verwitterungsgebiete, Flussterrassen und Moränengebiete
  - Löss-lehmgeprägtes Fließgewässer der Bördenlandschaft
  - Sandgeprägter Fluss des Tieflandes
  - Organisch geprägtes Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen
  - Kiesgeprägter Strom des Tieflandes
  - Kiesgeprägter Fluss des Tieflandes
  - Organisch geprägter Fluss des Tieflandes
  - Lehmgeprägter Fluss des Tieflandes
- Fließgewässer der Mittelgebirge
- Kleiner Talauebach im Grundgebirge
  - Kerbtalbach im Grundgebirge
  - Kleiner Talauebach im Deckgebirge
  - Großer Talauebach im Grundgebirge
  - Schottergeprägter Fluss des Grundgebirges
  - Karstbach
  - Muschelkalkbach
  - Großer Talauebach im Deckgebirge
  - Colliner Bach
  - Kiesgeprägter Fluss des Deckgebirges
  - Bach der Vulkangebiete
  - Schottergeprägter Strom des Deckgebirges
  - Schottergeprägter Karstfluss des Deckgebirges

Diese Gliederung erscheint zumindest auf den ersten Blick bei den Mittelgebirgstypen erheblich komplizierter, da in den Bezeichnungen verschiedene Kriterien nebeneinander stehen (Talform, Substratform, Ausgangsgestein u. a.).

Beide Klassifikationen beruhen vorwiegend auf Naturräumen und dem Sohlsubstrat. In den Mittelgebirgen werden außerdem noch karbonatische und silikatische Typen unterschieden bzw. Kalktypen herausgestellt. Diese Einheiten „integrieren als limnologisch begründete Gewässertypen sowohl Morphologie, Hydrologie, Wasserbeschaffenheit als auch Biozönosen. Dies spiegelt sich auch in der Namensgebung der Typen wider: Neben der Großlandschaft, die den Verbreitungsschwerpunkt des jeweiligen Flusstyps verdeutlicht, wird das prägende Sohlsubstrat im Namen geführt, da es für die Ausbildung von morphologischen Charakteristika aber vor allem für die Ausprägung der Biozönose ausschlaggebend ist“ (EHLERT et al. 2001: 29). Die Typen sind nur teilweise mit der limnologischen Unterteilung in Rhithral und Potamal kompatibel.

RASPER (2001) unterteilt die Fließgewässer des Berglands nur nach der Morphologie ihrer Täler, z. B. Kerbtalgewässer, Muldentalgewässer.

In NRW (EHLERT et al. 2001) werden daneben noch **hydrologische Typen** mit drei Kriterien unterschieden:

- Abfluss: permanent oder temporär
- Abflussspende: abflussarm, abflussreich

- Abflussdynamik: ausgeglichen, dynamisch
- Hinzu kommen **Abschnittstypen** mit zwei Kriterien:
- Lauftyp: z. B. unverzweigt, verzweigt
  - Windungsgrad: z. B. gestreckt, gewunden, mäandrierend

Diese Klassifikationen sind insgesamt Leitbild-orientiert und beziehen sich auf den „potenziell natürlichen Gewässerzustand“. Daher enthalten sie keine Differenzierung nach Ausbaugrad. Sie bieten eine wichtige Referenz für die Bewertung, sind aber für eine Klassifikation der realen Gewässer nicht bzw. nur in veränderter Form geeignet, weil einige dieser Idealtypen nicht mehr in naturnaher Ausprägung vorkommen und die meisten anthropogen überformt sind.

Daher wurde auch eine Klassifikation der **Struktur-güte** entwickelt, die in sieben Strukturgüteklassen unterteilt wird (LAWA 2000, RASPER 2001):

- 1 unverändert: Die Gewässerstruktur entspricht dem potenziell natürlichen Zustand.
- 2 gering verändert
- 3 mäßig verändert
- 4 deutlich verändert
- 5 stark verändert
- 6 sehr stark verändert
- 7 vollständig verändert

Bei der Typisierung der Fließgewässer-Biotoptypen müssen sowohl die naturbedingten Merkmale der Morphologie und Hydrologie als auch der Grad der anthropogenen Überformung berücksichtigt werden, damit die kartierten Gewässer auf der Typusebene bewertet werden können. In Kartierschlüsseln findet sich vielfach zunächst eine Zweiteilung in naturnahe und nicht naturnahe Ausprägungen. Dies ist sinnvoll, um eine eindeutige Referenz zum gesetzlichen Biotopschutz herzustellen, nach dem naturnahe Bach- und Flussabschnitte besonders geschützt sind. Während die naturnahen Ausprägungen vielfach nach ökologischen Kriterien (Sediment, Fließgeschwindigkeit, Kalkgehalt u. a.) untergliedert werden, erfolgt die Subtypenbildung bei den nicht naturnahen Fließgewässern vorwiegend nach dem Ausbaugrad (z. B. v. DRACHENFELS 2004).

Es ist aber auch möglich, die Fließgewässer – abgesehen von vollständig befestigten Gerinnen – insgesamt nach den Leitbild-orientierten Typen zu gliedern und die Struktur-güte bzw. den Ausbaugrad auf der Subtypenebene oder durch Zusatzmerkmale zu differenzieren. Dies könnte so aussehen:

- 1 Sandgeprägter Tieflandbach
  - 1.1 Sehr naturnaher sandgeprägter Tieflandbach (Struktur-güte 1)
  - 1.2 Mäßig naturnaher sandgeprägter Tieflandbach (Struktur-güte 2-3)
  - 1.3 Mäßig ausgebauter sandgeprägter Tieflandbach (Struktur-güte 4-5)
  - 1.4 Stark ausgebauter sandgeprägter Tieflandbach (Struktur-güte 6-7)

Die Zuordnung sollte dabei – abweichend vom Prinzip der Leitbild-orientierten Gewässertypen – nach dem tatsächlich vorhandenen Sediment erfolgen, nicht nach dem potenziell natürlichen Zustand. Aus gewässerökologischer Sicht erscheint die vorrangig geomorphologische Klassifikation (Naturraum, Substrat) von Vorteil. Für die Naturschutzpraxis ist es dagegen zweckmäßiger, Fließgewässer an erster Stelle nach der Naturnähe des Laufs zu typisieren.

Die meisten Klassifikationen beinhalten eine Unterteilung in Bäche und Flüsse (abweichend: RIECKEN et al. 2006), die auch noch weiter untergliedert werden können. Der DVWK (1997, zit. in BARSCH et al. 2000) unterscheidet folgende Breitenklassen:

- |                        |            |
|------------------------|------------|
| 1) Quellbach:          | 0 – 1 m    |
| 2) Bach:               | 1 – 10 m   |
| 3) kleiner Fluss:      | 10 – 20 m  |
| 4) mittlerer Fluss:    | 20 – 40 m  |
| 5) mittelgroßer Fluss: | 40 – 80 m  |
| 6) großer Fluss:       | 80 – 220 m |
| 7) Strom:              | > 220 m    |

Die Bäche können nach ihrer durchschnittlichen Wasserspiegelbreite bei Mittelwasser in zwei weitere Größenklassen unterteilt werden (vgl. z. B. ZUMBROICH et al. 1999): 1–5 m / 5–10 m. Die Grenze zwischen Bach und Fluss wird teilweise auch schon bei 5 m Breite gezogen (z. B. v. DRACHENFELS 2004). Kriterium ist im Prinzip, ob bei bewaldeten Ufern ein Kronenschluss über dem Fließgewässer möglich ist. Insofern ist die Trennung bei 10 m wohl zutreffender, weil schmalere Gewässer innerhalb von Altholzbeständen noch weitgehend beschattet sind. Werden für sieben oder acht Breitenklassen gesonderte Typen ausgeschieden, erhöht sich die Zahl der Einheiten erheblich. Daher erscheint die Verwendung von Zusatzmerkmalen zweckmäßiger.

Zur Orientierung wurden die Breiten einiger niedersächsischer Fließgewässer im Luftbild ermittelt:

- große Heidebäche: untere Lachte, untere Örtze: überwiegend 6–8 m
- kleine Flüsse: Innerste unterhalb von Langelsheim: ca. 8–11 m, Emmer 12–15 m, Leine oberhalb Göttingen ca. 12 m, Leine unterhalb Hannover ca. 30 m, Ems unterhalb der Landesgrenze zu NRW: ca. 30 m
- große Flüsse, Ströme: untere Aller ca. 60–75 m, Oberweser: ca. 60 m, Weser oberhalb der Allermündung: 100–140 m, Weser unterhalb von Bremen: > 300 m, Ems oberhalb von Papenburg ca. 70 m, Unterems (Brackwasser): ca. 230–500 m, Elbe bei Schnackenburg: 330 m.

Abgesehen von den gesondert typisierten Unterläufen mit Tideeinfluss wäre demnach nur die Mittel-Elbe als Strom (> 220 m) einzustufen. Naturnahe Abschnitte weisen in Niedersachsen nach den Daten der landesweiten Biotopkartierung im Wesentlichen nur Flüsse bis max. ca. 30–50 m Breite auf (mittlere Ems, untere Leine). Es erscheint daher zweckmäßig, den Schnitt zwischen kleinen und größeren Flüssen bei 30 m zu machen. Deutlich breitere Flussläufe sind aufgrund ihrer Einstufung als Bundeswasserstraße mehr oder weniger stark ausgebaut. Aus niedersächsischer Sicht sollte außerdem die Grenze zwischen großem Fluss und Strom schon bei 100 m gezogen werden. Daher sollten bei der Biotopkartierung folgende Größenklassen unterschieden werden:

- |                     |              |
|---------------------|--------------|
| 1) kleine Bäche     | < 2 m        |
| 2) mittlere Bäche   | 2 – < 5 m    |
| 3) große Bäche:     | 5 – < 10 m   |
| 4) kleine Flüsse:   | 10 – < 30 m  |
| 5) mittlere Flüsse: | 30 – < 100 m |
| 6) Ströme:          | ab 100 m     |

Im Zusammenhang mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurden außerdem Vegetationstypen von Fließgewässern differenziert, die sich auf die vorherrschende Wuchsform der Wasserpflanzen beziehen (VAN DE WEYER 2001). Beispiele sind: *Nympaeiden*-Typen, *Myriophylliden*-Typen, *Callitriche*-Typen. Subtypen werden nach Pflanzengesellschaften bzw. dominanten Arten gebildet. Da die Wasservegetation sehr stark von veränderlichen Kriterien wie Beschattungsgrad und Wasserqualität abhängt (vgl. VAN DE WEYER 2001) und vielfach schlecht ausgeprägt ist, ist sie für die Typisierung von Fließgewässern weniger geeignet als morphologische Kriterien. Sie sollte als Zusatzmerkmal oder auf der Objektebene erfasst werden.

Fazit: Bei der Klassifikation von Fließgewässern sollten vorrangig Größe (zumindest Bach/Fluss), Naturnähe der Struktur und die Ausprägung des Sohlsubstrats

(auch als ein Indikator für die Fließgeschwindigkeit) herangezogen werden. Bei Bächen des Berglands ist zusätzlich eine Unterteilung in Kalk- und Silikattypen sinnvoll, wobei sich aber vielfach Zuordnungsprobleme ergeben (wenn das Tal oder Einzugsgebiet sowohl Kalk- als auch Silikatgesteine aufweist). Aufgrund der anthropogenen Überformung der meisten Fließgewässer ist eine zu starke Unterteilung nach Kriterien der natürlichen Morphologie für Biotopkartierungen nicht zweckmäßig. Maßgeblich sollten Parameter sein, die im Gelände unmittelbar am jeweiligen Fließgewässerabschnitt ansprechbar sind. Im Hinblick auf den FFH-LRT 3260 ist zusätzlich das Kriterium der Wasservegetation zu berücksichtigen.

In Tab. 71 sind die Kriterien aufgeführt, die für die Typisierung von Fließgewässerbiotopen (inkl. Quellen) vorrangig relevant sind.

Tab. 71: Typisierungsmatrix für Fließgewässer

Typisierungskriterien für Fließgewässer		
Kriterien		Merkmale / Gradienten
Standorte, abiotische Strukturen	Größe (Breite bzw. Abflussmenge/sec.)	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ kleine, mittlere, große Bäche und Gräben</li> <li>■ kleine, mittlere, große Flüsse und Kanäle</li> <li>■ Ströme</li> </ul>
	Fließgeschwindigkeit	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ sehr langsam bis reißend sowie stürzend (Wasserfälle)</li> </ul>
	Sohlsubstrattypen	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ schlickiges Feinsediment, Sand, Kies, Steine, Blöcke</li> <li>■ Kalktuff</li> <li>■ Torf</li> <li>■ Ocker (Ausfällung von schlammigen Eisenverbindungen)</li> </ul>
	Verlauf	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ mäandrierend, gewunden, gestreckt u. a.</li> </ul>
	Wasserführung	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ permanent, gleichmäßig</li> <li>■ permanent, stark schwankend</li> <li>■ temporär</li> <li>■ episodisch</li> <li>■ von Tide geprägt</li> </ul>
	Geomorphologie, Naturräume	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Tieflandbäche/-flüsse: Marschen, Geest, Stromtäler</li> <li>■ Berglandbäche/-flüsse: Talformen wie Kerbtäler, Muldentäler</li> <li>■ Tümpel-, Sicker-, Linear- und Sturzquellen</li> </ul>
	Kalkgehalt	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ sehr basenarm bis kalkreich</li> </ul>
	Nährstoffgehalt/Trophie	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ dystroph, oligotroph, mesotroph, eutroph, polytroph</li> <li>■ Belastungsgrade</li> </ul>
	Salzgehalt	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Salzwasser</li> <li>■ Brackwasser</li> <li>■ Süßwasser</li> </ul>
	Beschattung kleiner Gewässer	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ voll beschattet (durchgängiger Gehölzsaum)</li> <li>■ teilweise beschattet (lückiger Gehölzsaum)</li> <li>■ voll besonnt (allenfalls Einzelbäume)</li> </ul>
	Entstehung	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ natürlich entstanden (Quelle, Bach, Fluss)</li> <li>■ anthropogen (Graben, Kanal)</li> </ul>
	Naturnähe/Ausbaugrad/Strukturgröße	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ unverändert bis vollständig ausgebaut</li> </ul>
	Vegetationsstruktur	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Großröhricht, Kleineröhricht, Schwimmblattvegetation, Tauchblattvegetation, flutende Vegetation, Moospolster u. a.</li> <li>■ temporäre Vegetation trockenfallender Gewässer(-teile)</li> </ul>
Nutzung /Funktion	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Entwässerungsgraben, Bewässerungsgraben, Mühlgraben, Schleuse, Hafen, Schifffahrtsstraße u. a.</li> </ul>	



Die wichtigsten Typisierungsmerkmale können für Fließgewässer so zusammengefasst werden:

Merkmale:	Naturnähe, Strukturgröße	Naturraum	Substrat	Hydrologie	Trophie	Basengehalt	Breite (m)	Wasservegetation
	naturnah, unverbaut	Berg- und Hügelland	Schotter	schnellfließend, permanent	nährstoffarm	basenarm	5 – 7	Moose
Biotoptyp:	Naturnaher großer Bergland-Silikatbach mit Schottersubstrat und Wassermoose, unbelastet							

Ein weiter gefasster Bachtyp des niedersächsischen Kartierschlüssels wäre nach Tab. 58 so gekennzeichnet:

Biotoptyp:	Naturnaher sommerkalter Bach des Berg- und Hügellandes									
Typisierungs-kriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	934-935	0	1-4	2-4	3-4	42	0-1 -	0	1-3	2

Die große Spanne bei einzelnen Werten spricht für eine Untergliederung des Typs.

#### 7.4.2.4 Gräben und Kanäle

Gräben sind anthropogene Strukturtypen, die sehr unterschiedlich ausgeprägt sein können. Sie weisen keine spezifische Vegetation auf, sondern sind je nach Fließgeschwindigkeit, Wasserführung und Intensität der Unterhaltung von Pflanzengesellschaften der Stillgewässer, Fließgewässer oder Sümpfe i. w. S. bewachsen. Größere Grabenböschungen und Gräben, die nur temporär Wasser führen, weisen eine terrestrische Vegetation auf, so dass sie den entsprechenden Biotoptypen z. B. des Grünlands zuzuordnen sind.

Gräben können ähnlich den o.g. Fließgewässertypen nach naturräumlichen Kriterien untergliedert werden (z. B. Marschgräben, Niedermoorgräben). Da sie meist besonnt und nicht sehr variabel in Breite und Wasserführung sind, kann hier aber auch die Vegetation zur Typisierung herangezogen werden, insbesondere bei

lokalen Klassifikationen (vgl. die Typisierung der Gräben im Großraum Hamburg: Krebscheren-Gräben, Calla-Gräben, Wasserfeder-Gräben, Schilf-Gräben u. a.; MARTENS et al. 1983, zit. in KAULE 1986).

Gräben können wertvolle Refugialbiotope für Arten nährstoffarmer Moore und Gewässer, lokal auch für binnenländische Salzvegetation sein. Daher ist eine Untergliederung nach Trophie bzw. Salzgehalt sinnvoll, um solche besonders schutzwürdigen Ausprägungen herausstellen zu können (vgl. v. DRACHENFELS 2004).

In den Marsch- und Mooregebieten des Tieflands sind die Übergänge zwischen breiten Gräben und Kanälen fließend (vgl. auch die historische Bezeichnung „Schiffgraben“). Als Kanal sollten anthropogene Wasserläufe bezeichnet werden, die schiffbar sind (oder waren). Wie bei den Fließgewässern natürlichen Ursprungs kann die Grenze zwischen Gräben und Kanälen bei 5 oder 10 m Breite gezogen werden.

Für Gräben können die wichtigsten Typisierungsmerkmale so zusammengefasst werden:

Merkmale:	Breite	Trophie	Wasservegetation (dominante Arten)
	1 – 5 m	eutroph	Krebschere
Biotoptyp:	Graben mit mäßig nährstoffreichem Wasser und Wasservegetation aus Krebschere		

Ein weiter gefasster Grabentyp des niedersächsischen Kartierschlüssels wäre nach Tab. 58 so zu kennzeichnen:

Biotoptyp:	Nährstoffreicher Graben									
Typisierungs-kriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	930	5-8	2-4	0	0	51	1-6 -	983 (0)	3-5	2

#### 7.4.2.5 Stillgewässer

Für die Typisierung von Biotopen stehender Gewässer sind in erster Linie vier Kriterien bedeutsam:

- Naturnähe der Struktur
- Trophie: Nährstoff- und Basenversorgung
- Größe/Tiefe und Wasserführung: See, Weiher, Tümpel u. a.
- Entstehung/Funktion: z. B. Altwasser, natürlicher See, Fischteich, Stausee, Abgrabungsgewässer. Wie mehrfach angesprochen wurde, ist die Entstehung

eines Stillgewässers für seine Bewertung relevant und sollte daher neben dem aktuellen Zustand Teil seiner Typisierung sein.

Außerdem ist eine gesonderte Typisierung der Wasser- und Verlandungsvegetation möglich, deren separate Abgrenzung bei der Kartierung großer Gewässer anzustreben ist. Dabei handelt es sich allerdings nicht um eigenständige Biotoptypen, sondern um Biotop-elemente. Da die Röhrichte deutlich aus dem Wasser herausragen und relativ beständig und gut abgrenzbar

sind, ist es zweckmäßig, diese gesondert zu klassifizieren. Die Tauch- und Schwimmblattvegetation unterliegt stärkeren Fluktuationen und ist sowohl im Luftbild als auch im Gelände häufig schwer abgrenzbar. Dies spricht für eine Klassifikation als Zusatzmerkmal.

Tab. 72 gibt eine Übersicht über die Typisierungskriterien von Stillgewässern.

Die terrestrische Phase zeitweise trockenfallender bzw. abgelassener Gewässer ist durch eine eigenstän-

dige Vegetation und eine spezifische Habitatfunktion für die Fauna gekennzeichnet. Sie sollte daher gesondert klassifiziert werden. Dafür spricht auch, dass zum Zeitpunkt einer Kartierung evtl. nur die terrestrische Phase erfasst wird und die aquatische Phase nicht beurteilt werden kann. Bei solchen Gewässern ist aber grundsätzlich eine Doppeltypisierung erforderlich (z. B. Teich und trockenfallener Teichboden), um beide Phasen angemessen berücksichtigen zu können.

Tab. 72: Typisierungsmatrix für Stillgewässer

Typisierungskriterien für Stillgewässer		
Kriterien	Merkmale / Gradienten	
Standorte, abiotische Strukturen	Größe (Fläche, Tiefe)	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Seen (Tiefe &gt; 5 m)</li> <li>■ Flachseen (&gt;1 ha, Tiefe &lt; 5 m)</li> <li>■ Kleingewässer</li> </ul>
	Wasserführung	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ permanent, gleichmäßig</li> <li>■ permanent, stark schwankend</li> <li>■ temporär</li> <li>■ episodisch</li> </ul>
	Kalkgehalt	■ kalkreich, mäßig basenreich, basenarm
	Nährstoffgehalt	■ dystroph, oligotroph, mesotroph, eutroph, polytroph
	besonderer Chemismus	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Salzgehalt</li> <li>■ Gipsgehalt</li> <li>■ toxische Belastungen</li> </ul>
	Entstehung	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ natürliche Entstehung: z. B. Altwasser, Hochwasserkolk, Flutmulde, Erdfall, Ausblasungsmulde, Toteisloch</li> <li>■ anthropogen: Staugewässer (Teich, Stausee), Abgrabung u. a.</li> </ul>
	Naturnähe der Struktur	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ naturnah</li> <li>■ mäßig anthropogen geprägt</li> <li>■ stark anthropogen geprägt</li> <li>■ technisches Gewässer</li> </ul>
Vegetationsstruktur, dominante Pflanzenarten	■ Großröhricht, Kleineröhricht, wurzelnde Schwimmblattvegetation, flottierende Schwimmblattvegetation, Tauchblattvegetation, Schwinggrasen u. a.	
Nutzung / Funktion	■ Fischteich, Angelteich, Trinkwasser-Talsperre, Regen-Rückhaltebecken, Feuerlöschteich, Zierteich, Klärteich, Biotopanlage u. a.	

Auf der Basis der in Tab. 72 aufgeführten Kriterien ergibt sich folgendes Muster für die Typisierung eines Stillgewässers:

Merkmale:	Größe	Naturnähe	Basenversorgung	Trophie	Entstehung	Wasservegetation
	Fläche < 1 ha Tiefe < 5 m	naturnah	basenarm	mesotroph	durch Bodenabbau	wurzelnde Schwimmblattpflanzen
Biotoptyp:	Naturnaher, mesotropher, basenarmer Abgrabungsweiher (Tiefe < 5 m), Wasservegetation aus wurzelnden Schwimmblattpflanzen					

Nach Tab. 58 kann dieser Stillgewässertyp so gekennzeichnet werden:

Biotoptyp:	Naturnaher, mesotropher, basenarmer Abgrabungsweiher mit Wasservegetation aus wurzelnden Schwimmblattpflanzen									
Typisierungskriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	912	4 (5)	2-3	0	0	51	15 -	6→0	2-4	3, 4

### 7.4.3 Wald- und gebüschfreie Moore sowie Sümpfe

#### 7.4.3.1 Kennzeichen und Abgrenzung der Obergruppe

Die Obergruppe der (bis auf Zwergsträucher) gehölzfreien Sümpfe und Moore umfasst folgende Biotoptypen: Hoch-, Nieder- und Übergangsmoore sowie Sümpfe mit einer Vegetation aus Moosen, krautigen Pflanzen und/oder Zwergsträuchern, die nicht oder nur sehr extensiv landwirtschaftlich genutzt sind. Dazu gehören auch Landröhrichte und Pionierfluren auf nassen Standorten (wie z. B. in aufgelassenen Tongruben). Ebenfalls einbezogen sind Binnensalzstellen (s. 7.4.1). Gebüsche und Wälder dieser Standorte sollten aufgrund ihrer stark abweichenden Struktur nach dem Formationsprinzip den Gebüsch- und Wäldern der übrigen Standorte angeschlossen werden.

Das Feuchtgrünland auf Moorböden wird aufgrund der Pflanzengesellschaften und der Nutzung in den meisten Klassifikationen nicht den Moor- sondern den Grünlandbiotopen zugeordnet (s. Kapitel 6). Grundsätzlich hätte es auch Vorteile, wenn Seggenriede und ähnliche Sumpfvegetation, die in vielen oder sogar den meisten Fällen aus Feuchtgrünland-Brachen hervorgegangen sind, mit Feuchtgrünland eine gemeinsame Obergruppe bilden würden. Andererseits weist das Feuchtgrünland ebenso fließende Übergänge zu Grünlandtypen mittlerer Standorte auf. Diese sind in der Praxis schwieriger vom Feuchtgrünland zu trennen als z. B. Seggenriede als leicht erkennbare Dominanzbestände. Da Seggenriede und Feuchtgrünland auch in der Pflanzensoziologie unterschiedlichen Klassen zugeordnet sind, erscheint für Biotopklassifikationen ebenfalls die Trennung in Riede/Röhrichte und Grünland auf der Ebene der Obergruppen zweckmäßig.

Die Hochstaudenfluren feuchter (nicht sumpfiger) Standorte könnten bei den Sumpfbiotopen eingeordnet werden, da sie häufig mit Röhrichten vergesellschaftet sind (vgl. z. B. v. DRACHENFELS 2004). Insgesamt überwiegen aber die Argumente, sie einer erweiterten Obergruppe von Grünland und Staudenfluren aller Standorte anzuschließen (vgl. z. B. LUA BRANDENBURG 2007).

Die Vegetation entwässerter und kultivierter Moore weist mit Zunahme dieser Veränderungen einen immer geringeren Anteil moorspezifischer Arten auf. In diesen Fällen ist der ursprüngliche, meist kaum noch erkennbare Moortyp als Typisierungskriterium ungeeignet (bzw. nur als standortbezogener Überlagerungscode). Vorrangig sollte die Klassifikation auf der durch den aktuellen Standort bedingten Vegetation aufbauen. Die Biotoptypen stark veränderter Moorstandorte gehören daher anderen Obergruppen an (z. B. Grünland, Acker).

Abweichende Standorte innerhalb der Moore sind gesondert zu typisieren. Dazu gehören insbesondere Gewässer (Quellen, Mooraugen und andere Stillgewässer).

In Torfabbau befindliche Moorflächen werden im niedersächsischen Kartierschlüssel (v. DRACHENFELS 2004) ebenfalls zu den Mooren gestellt, sollten aber konsequenterweise zusammen mit anderen Biotopen des Bodenabbaus der Obergruppe der Gesteins- und Offenbodenbiotope zugeordnet werden (s. u.).

Bei der Einordnung der Röhrichte des Binnenlands gibt es zwei Möglichkeiten:

- Aufteilung in Wasser- und Landröhrichte und somit auf zwei Obergruppen (z. B. v. DRACHENFELS 2004)
- Zusammenfassung in einer Obergruppe und ggf. Untergliederung durch Zusatzmerkmale bzw. Subtypen (z. B. RIECKEN et al. 2006).

Die zweite Variante hat die Vorteile, dass die Typenzahl übersichtlicher ist und dass Schwierigkeiten bei der Abgrenzung von Wasser- und Landröhrichten in ausgedehnten Verlandungszonen sowie in temporären Gewässern bzw. Gewässerteilen vermieden werden. Um aber die Standorteinheit eines Stillgewässers nicht aufzugeben, erscheint es sinnvoll, die Wasserröhrichte als eigene Typen innerhalb der Gewässer zu klassifizieren. In Grenzfällen kann die Darstellung der topographischen Karte den Ausschlag geben (Landröhricht, falls keine Wasserfläche dargestellt ist und die Fläche nur zeitweilig und/oder sehr flach überstaut ist).

#### 7.4.3.2 Moorklassifikationen

Die Auseinandersetzung mit der Klassifikation von Moorbiotopen setzt zunächst eine Analyse vorliegender Moorklassifikationen der Landschaftsökologie voraus, die in unterschiedlichem Umfang von Biotopklassifikationen übernommen wurde (v. a. in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern, s. Kap. 6).

Die klassische Moortypologie beruht auf einer Zerteilung in geogene Niedermoores und ombrogene Hochmoore. Dazwischen stehen die Zwischen- oder Übergangsmoore, die aufgrund ihrer Hydrologie nährstoffarme Niedermoores sind. Nach OVERBECK (1975) sollten als Übergangsmoore nur Niedermoores bezeichnet werden, die tatsächlich Entwicklungsphasen zum Hochmoor darstellen, während Zwischenmoore nährstoffarme Niedermoores sind, die sich unter den gegebenen Standortverhältnissen nicht zu Hochmooren entwickeln können. Meist werden die Übergangs- und Zwischenmoore aber als Synonyme aufgefasst und umfassen ganz allgemein nährstoffarme Niedermoores mit torfmoosreicher Vegetation. SUCCOW (1988, s.u.) bezeichnet alle nährstoffarmen Niedermoores als Zwischenmoore (auch kalkreiche Ausprägungen).

Die geogenen Niedermoores können nach ihrer Hydrologie grob in zwei Typen untergliedert werden (z. B. OVERBECK 1975):

- topogene Moore: in ebenem Gelände bzw. in Hohlformen mit nicht bzw. nur sehr schwach bewegtem Grundwasser.
- soligene Moore: werden zusätzlich von oberflächlich ablaufendem Regenwasser umliegender Hänge gespeist.

DIERSSEN (2001) unterscheidet bei der zweiten Gruppe soligene Moore (mit ziehendem Grundwasser) und rheogene Moore (mit Quellwasser-Austritten).

Daneben stehen die Sümpfe, die entweder mineralische Nässestandorte sind oder geringmächtige Torfdecken (< 30 cm Mächtigkeit) aufweisen (Anmoor). Anmoorige Sümpfe und Niedermoores sind hinsichtlich ihrer Vegetation kaum unterschiedlich, so dass sie für die Biotopkartierung, die keine Bodenuntersuchungen umfasst, zusammengefasst werden können. Lediglich die lückige Pioniervegetation mineralischer Nässestandorte ist davon eindeutig zu trennen.

Alle größeren Moore sind Komplexe aus unterschiedlichen Standort- und Vegetationstypen. Da diese vielfach bewertungsrelevante Unterschiede aufweisen (z. B. teils FFH-Lebensraumtyp und teils nicht), reicht die summarische Klassifikation von Moorkomplexen nicht aus.

Nach OVERBECK (1975) bestehen Moorkomplexe aus

- Moorelementen: z. B. offene Hochfläche, Randwald, Rüllen oder Laggs
  - Moorstrukturen: z. B. Bulten, Schlenken, Kolke.
- In welchem Umfang derartige Elemente und Strukturen als Biotoptypen zu klassifizieren sind, hängt sowohl unter pragmatischen als auch unter ökologischen Gesichtspunkten wesentlich von ihrer Größe ab. Eine kleine Moorschlenke erfüllt zweifellos nicht das Kriterium von Ökosystemen, die zur Selbstregulation fähig sein sollen, ein Moorsee oder der Wald eines Randgehänges dagegen schon eher.

Die natürlichen Hochmoore Niedersachsens können nach TÜXEN (1979) aufgrund ihrer Hydrologie und ihrer naturräumlichen Lage in zwei Gruppen mit je zwei Typen gegliedert werden:

1. Ombrogene Hochmoore: Ursprünglich mehr oder weniger aufgewölbte „Plateauhochmoore“, die ausschließlich von Regenwasser gespeist werden. Die typischen Randgehänge und Randsümpfe (Laggs) sowie die Gewässer (Moorseen, Mooraugen, Rüllen) dieser Hochmoorkomplexe sind wiederum anderen Biotoptypen zuzuordnen. Im westlichen Niedersachsen hat es nach OVERBECK (1975) auch ebene bis schwach gewölbte „Planhochmoore“ gegeben.

1.1 Zentrale Geesthochmoore: ursprünglich ausgedehnte (> 100 km<sup>2</sup>) Moore, die ebene und flachwellige Geestgebiete flächig überzogen, vorwiegend in der Ostfriesisch-Oldenburgischen Geest, kleinflächig in der Diepholzer Moorniederung zwischen Sulingen und Uchte.

1.2 Randliche Geesthochmoore: Kleinere Hochmoore, die von höheren Geestrücken umgeben sind oder an diese einseitig anschließen. Dies ist der im südlichen und östlichen Tiefland vorherrschende Typ.

2. Ombro-rheogene Hochmoore: In hydrologischer Hinsicht Übergangsformen zwischen Nieder- und Hochmooren, aber nach der Vegetation typische Hochmoore. Durch zufließendes Mineralbodenwasser etwas nährstoffreicher als Typ 1, nicht oder nur schwach aufgewölbt.

2.1 Talrandhochmoore: an den Rändern von Flusstälern, umgeben von Niedermooren.

2.2 Marschrandhochmoore: Im Sietland der Ästuar (vorwiegend von Elbe und Weser) und Küstenmarschen, bei Hochwasser bzw. Sturmfluten ursprünglich aufschwimmend.

Diese Hochmoortypen sind in ihrer ursprünglichen Ausprägung nicht mehr vorhanden, sondern durch Torfabbau, Entwässerung und Kultivierung so stark überformt worden, dass sie als Biotoptypen nicht mehr praktikabel sind. Außerdem decken sie nur die großen Hochmoore ab, nicht aber die teilweise noch deutlich besser erhaltenen Kleinstmoore.

Bezogen auf die heutigen Verhältnisse sollten die großen Hochmoore vorrangig nach dem Grad ihrer Degradierung bzw. Regeneration gegliedert werden. Bei Hochmoor-Teilflächen mit naturnaher Hochmoorvegetation sind im Tiefland drei Typen unterscheidbar:

- Naturnahe Hochmoore mit ursprünglicher, nicht abgetorfte Oberfläche (mit „heiler Haut“)
- Regenerierte Hochmoorvegetation in ehemaligen Torfstichen (kleinflächig, von trockeneren Degenerationsstadien umgeben)

- Regenerierende Hochmoorvegetation in flächig wiedervernässten Abtorfungsflächen

Die Kleinstmoore können im Wesentlichen in zwei Typen gegliedert werden:

- Kessel-Hochmoore und Hochmoor-Schlatts: Soli-ombrogene Verlandungs- und Versumpfungsmoore in eiszeitlichen Hohlformen (Toteislöcher, Ausblasungsmulden)
- Heide-Hochmoore: Soli-ombrogene Moore mit Übergängen zur Moorheide in Quellgebieten und an Talrändern der kleinen Geestflüsse.

Abweichend ausgeprägt sind die Hochmoore des Berglands, die im Harz nach JENSEN (1987) wie folgt gegliedert werden können:

- Soli-ombrogene Moore: Hangmoor, Sattelmoor, Kammmoor, Gipfelmoor
- Ombrogene Moore: exzentrisches Hochmoor (aus Hangmoor hervorgegangen)

Die Hochmoorflächen unterteilt er in: Hochmoor-Wachstumskomplex, Hochmoor-Stillstandskomplex, Hochmoor-Erosionskomplex und Reisermoor (leitet über zum Moorwald).

Die umfassendste Grundlage für die Typisierung von Moorbiotoptypen bildet die Arbeit von SUCCOW (1988). Moore lassen sich demnach hinsichtlich verschiedener Parameter klassifizieren:

- nach Torfsubstraten (z. B. Schilftorf, Erlenbruchtorf, Torfmoostorf) und ihrem Zersetzungsgrad (z. B. bei Torfmoostorf: Weiß- und Schwarztorf)
- nach dem Gehalt an organischer Substanz (Reintorf, Volltorf, Halbtorf, Antorf bzw. Moor, Anmoor, mineralischer Nässtandort)
- nach der Nährstoff- und Basenversorgung: Armmoore, Sauer-Zwischenmoore, Basen-Zwischenmoore, Kalk-Zwischenmoore, Reichmoore
- nach dem Wasserregime: Flachwasserregime, Überflutungsregime, Quellwasserregime, Überrieselungsregime, Schwingmoorregime und Niederschlagsregime
- nach der Genese: Verlandungsmoore, Versumpfungsmoore, Überflutungsmoore, Hangmoore, Quellmoore, Durchströmungsmoore, Kesselmoore, Regenmoore (s.u.)
- nach dem Grad der anthropogenen Veränderung, insbesondere des Wasserhaushalts
- nach der Nutzung (z. B. Wald, Grünland, verschiedene Formen des Torfabbaus)
- nach der Vegetation als integrierendem Indikator für Standort- und Nutzungsparameter

SUCCOW verwendet den Begriff der „Vegetationsformen“, die durch ökologisch-soziologische Artengruppen gekennzeichnet sind (s. 3.3). Für das Gebiet der DDR wurden auf diese Weise (mindestens) 55 Vegetationsformen naturnaher Moore unterschieden, die zu zehn Vegetationsformengruppen zusammengefasst wurden (s. Tab. 73). Diese Vegetationsformengruppen können durch die Kombination von Vegetations- und Standortmerkmalen als weit gefasste Biotoptypen angesehen werden. Hinzu kommen zahlreiche Vegetationsformen entwässerter und landwirtschaftlich genutzter Moore.

Tab. 73: Vegetationsformengruppen der Moore nach SUCCOW (1988)

Vegetationsformengruppen	Vegetationsformen (Beispiele)
1. Torfmoosrasen oligotroph-saurer Moore	Grüne Torfmooschlenke, Bunter Torfmoosrasen
2. Torfmoos-Gehölze oligotroph-saurer Moore	Beerkraut-Fichtengehölz, Wollgras-Birkengehölz
3. Torfmoos-Seggenriede mesotroph-saurer Moore	Torfmoos-Seggen-Wollgrasried, Torfmoos-Schilfröhricht
4. Torfmoos-Bruchgehölze mesotroph-saurer Moore	Torfmoos-Wollgras-Ohrweidengebüsch, Torfmoos-Birken-Erlenwald
5. Braunmoos-Seggenriede mesotroph-subneutraler Moore	Herzblatt-Braunseggenried, Spitzmoos-Großseggenried
6. Braunmoos-Bruchgehölze subneutraler und kalkhaltiger Moore	Strauchbirken-Kriechweiden-Gebüsch, Seggen-Lorbeerweidengebüsch
7. Braunmoos-Schneiden- und Binsenriede mesotroph-kalkhaltiger Moore	Skorpionsmoos-Schneidenröhricht, Braunmoos-Kalkbinsenried
8. Riede und Röhrichte eutropher Moore	Schierling-Scheinzyperseggenried, Nachtschatten-Schilfröhricht
9. Bruchgehölze eutropher Moore	Erlen-Grauweidengebüsch, Walzenseggen-Erlenwald
10. Rasen, Riede und Röhrichte salzwasserbeeinflusster Moore	Strandsimsenröhricht, Strandaster-Schilfröhricht

Tab. 74: Beispiele für die Moortypisierung nach SUCCOW (1988: 119, vereinfacht)

Komponenten (Merkmale)		naturnah	entwässert, ohne Nutzung	entwässert, landwirtschaftlich genutzt
topischer Naturraumtyp		mesotroph-subneutrales Standmoor-Krumm- moos-Seggenried	mesotroph-basischer, mäßig entwässerter Birken-Moorwald	polytrophes-wechsell- trockenes Moor-Grasland
Vegetationsform (Phytotoptyp)		Krumm- moos-Seggenried ( <i>Drepanoclado-Caricetum</i> Succ. 74)	Kreuzdorn-Kiefern-Moor- birkenwald ( <i>Rhamno-Betule- tum</i> Kloss 62)	Sumpfkressen-Quecken-Gras- land ( <i>Rorippo-Agropyretum repentis</i> Succ. 86)
Phy- siotoptyp	Bodenwasserform (Hydrotoptyp)	ständiges Durchströmungs- regime	feuchtes Grundwasserregime	wechsel- trockenes Grund- / Stauwasserregime
	Bodenform (Pedotoptyp)	Basenvolltorf-Ried	Basenvolltorf-Fen	Basen- halbtorf-Mulm über Volltorf
	Torfart	Braunmoos-Feinseggentorf	–	–
	Nährkraftstufe	ziemlich arm - sehr schwach sauer	mittel - sehr schwach sauer	sehr reich - sehr schwach sauer
	Reliefform (Morphotoptyp)	Ebene, glatt	Ebene, glatt	Ebene, glatt

Da die gehölzbestandenen Moore den Obergruppen der Wälder und Gehölze zugeordnet werden sollten und vom Meer beeinflusste Salz- bzw. Brackwasser- moore zu den Küstenbiotopen gehören, verbleiben für die Obergruppe der gehölzfreien Moore und Sümpfe fünf Vegetationsformengruppen (1, 3, 5, 7, 8).

SUCCOW (1988) aggregiert die Standorttypen (Phy- siotoptypen) und Vegetationsformen (Phytotoptypen) zu topischen Moor-Naturraumtypen, die auch als Bio- toptypen im Sinne des hier vorgestellten Konzeptes aufgefasst werden können. Beispiele für diese topi- schen Moor-Naturraumtypen sind „mesotroph-saures Großröhricht“, „mesotrophes Kalk-Quellmoorried des Hügellandes“ oder „eutrophes Überflutungs-Großseg- genried“. Tab. 74 verdeutlicht sein Prinzip der Moor- typisierung.

Die hinsichtlich ihrer Vegetation und der bestimm- tenden Standortmerkmale homogenen Moor-Natur- raumtypen der topischen Dimension fasst SUCCOW (1988) auf der Ebene der Moorlandschaften zu chori- schen Moortypen zusammen. Diese bestehen aus zwei Komponenten, den ökologischen (ökologisch- phytozoologischen) Moortypen und den hydrolo- gisch-entwicklungsgeschichtlichen Moortypen. Er

unterscheidet nach der Nährstoff- und Basenversor- gung fünf „ökologische Moortypen“, die präziser als Trophietypen zu bezeichnen sind:

- Armmoore = oligotroph-saure Moore (weitgehend ombrotroph, z. T. aber auch minerotroph)
- Sauer-Zwischenmoore = mesotroph-saure Moore
- Basen-Zwischenmoore = mesotroph-subneutrale Moore
- Kalk-Zwischenmoore = mesotroph-kalkhaltige Moore
- Reichmoore = eutrophe Moore

In Bezug auf die Verhältnisse in Niedersachsen erschei- nen die Zusammenfassung von Basen- und Kalk-Zwi- schenmooren sowie die Aufteilung der Armmoore in rein ombrotrophe Hochmoore und in etwas elektro- lytreichere Übergangsmoore sinnvoll. SUCCOW weist aber zu Recht darauf hin, dass die von sehr nährstoff- armem Mineralbodenwasser beeinflussten Moore sich hinsichtlich ihrer Vegetation und bodenchemischen Merkmale nicht eindeutig von den rein ombrotrophen Mooren unterscheiden lassen. Daher hat er Hochmoor- re nicht als eigenen ökologischen Typ eingestuft. Dies entspricht dem Vorgehen in der niedersächsischen

Biotopkartierung, bei der minero- und ombrotrophe Arm Moore nur auf der Ebene der Untertypen getrennt werden.

Die hydrologischen (hydrologisch-entwicklungsgeschichtlichen) Moortypen gliedert SUCCOW in acht Grundtypen (die auch in Kombination auftreten können):

- Regenmoore (ombrogene Hochmoore, durch starkes Torfwachstum aus anderen Moortypen entstanden), Unterteilung in Tiefland- und Mittelgebirgs-Regenmoore
- Versumpfungsmoore (Entstehung durch flächenhafte Versumpfung von Mineralböden infolge Grundwasseranstiegs). Dazu zählen nach SUCCOW & JESCHKE (1986: 37) auch die typischen Heidemoore und Moorschlatts der altpleistozänen Landschaften
- Verlandungsmoore (Entstehung durch Verlandung von Gewässern)
- Überflutungsmoore (regelmäßige Überflutung in Auen und Marschen führt zu Wechsellagen aus Torf und mineralischen Sedimenten), Unterteilung in Küsten- und Auenüberflutungsmoore
- Durchströmungsmoore (Torfbildung aufgrund Durchströmung des Moorkörpers durch Grundwasser, das anders als bei Quellmooren nicht an der Mooroberfläche austritt; durch starkes Torfwachstum aus anderen Moortypen hervorgegangen, meist an Talrändern)
- Quellmoore (Moore im Bereich von Quellwasseraustritten)
- Kesselmoore (Moore in kleinen Hohlformen wie Toteislöchern, durch starkes Torfwachstum aus Verlandungs- oder Versumpfungsmooren entstanden), meist sehr kleine Moore von oft weniger als 1 ha Größe.
- Hangmoore (Torfbildung infolge zulaufenden Hangwassers). Hauptverbreitung in Gebirgen, nach SUCCOW aber auch im pleistozänen Tiefland.

Durch die Zusammenführung der hydrologischen und ökologischen Typen ergeben sich die chorischen Moor-Naturraumtypen, von denen SUCCOW in der DDR

24 Typen unterschied. Aus niedersächsischer Sicht müssten diese Typen noch erweitert werden, da es bei allen hydrologischen Moortypen auch sekundär eutrophierte Ausprägungen gibt und weil in den Altmoränenlandschaften des nordwestdeutschen Tieflands weitere Varianten von oligotroph-sauren Mooren vorkommen. Somit ergeben sich die in Tab. 75 aufgeführten chorischen Moortypen, die Standort(komplex)typen entsprechen. Je nach Größe und Komplexität eines Moores kann dieses aus nur einem homogenen Standort oder aus einem Komplex von Standorten bestehen. Größere Moore sind aber i. d. R. Standortkomplexe. Diesen Standort(komplex)typen können dann – in Abhängigkeit von unterschiedlichen Nässegraden oder Abweichungen in der Trophie – verschiedene Vegetationstypen zugeordnet werden. Die Kombination aus Moortyp und Vegetationstyp ergibt den kartierbaren Biototyp.

Aus der Tatsache, dass in der Realität die bei weitem überwiegende Zahl der Moore nicht naturnah, sondern durch Entwässerung, Torfstiche, landwirtschaftliche Nutzung und Nährstoffeinträge überformt ist, resultiert, dass idealtypische Moortypen in der Biotopkartierungspraxis nur eingeschränkt als Erfassungseinheiten geeignet sind (wie bereits für die Hochmoore angesprochen). Außerdem können verschiedene hydrologische Moortypen eine sehr ähnliche Vegetation aufweisen. Ein Erlenbruch ist relativ leicht zu erkennen. Ob er aber z. B. Teil eines Versumpfungsmoore, Hang- oder Durchströmungsmoore ist, lässt sich ohne aufwändige Untersuchungen i. d. R. nicht sicher bestimmen. Dies spricht dafür, die Biototypen an Trophie- und Vegetationstypen auszurichten und die hydrologischen Moortypen nur im Einzelfall zur Klassifikation zu verwenden. Am leichtesten kenntlich sind dabei intakte Verlandungsmoore (z. B. durch Lage an einem Stillgewässer) und Quellmoore (anhand der Quellgewässer innerhalb des Moores). Allerdings sind Verlandungsmoore nicht eindeutig von Kesselmooren getrennt, während Quellmoore fließende Übergänge zu Durchströmungs- und Hangmooren aufweisen.

Tab. 75: Chorische Naturraumtypen naturnaher Moore (nach SUCCOW & JESCHKE 1986, SUCCOW 1988)

Hydrologische Typen	mögliche Kombinationen von hydrologischen und trophischen Typen				
Versumpfungsmoor	X	X	*2	*2	X
Verlandungsmoor	X	X	(X)	(X)	X
Kesselmoor	X	X	(X)		*3
Quellmoor	*1	X	X	X	X
Durchströmungsmoor	*1	X	X	(X)	*3
Hangmoor	*1	X	(X)	(X)	X
Auenüberflutungsmoor					X
Küstenüberflutungsmoor					(X)
Tieflandregenmoor	X				
Mittelgebirgsregenmoor	X				
Trophietypen	oligotroph-sauer	mesotroph-sauer	mesotroph-subneutral	mesotroph-kalkhaltig	eutroph

X = mögliche Kombinationen, (X) = nach vorliegenden Kenntnissen in Niedersachsen keine (rezenten) Vorkommen

\* = In den zitierten Arbeiten nicht aufgeführt, Ausprägung erscheint aber grundsätzlich möglich.

1: bei sehr nährstoffarmem Grund- und Quellwasser im Silikatbergland und Altpleistozän

2: z. B. nach Versumpfung basen- bzw. kalkreicher Sekundärstandorte (z. B. in Mergelgruben)

3: aufgrund sekundärer Eutrophierung.

Rezente Überflutungsmoore können an ihrer Lage in Flussniederungen bzw. in festgesetzten Überschwemmungsbereichen erkannt werden. Die ehemaligen Küstenüberflutungsmoore Niedersachsens sind bis auf eine Ausnahme (die zunehmend vom Meer zerstörte Restfläche des Sehestedter Moores am Jadebusen) durch Eindeichung und Nutzung vollständig beseitigt worden.

Die Zahl der 24 chorischen naturnahen Moortypen kann bei Einbeziehung von jeweils drei Entwässerungsstufen (mäßig, stark, sehr stark) theoretisch auf 72 verdreifacht werden. Allerdings geht mit zunehmender Entwässerung der ursprüngliche Charakter der Moortypen immer mehr verloren, so dass deren Entwässerungsstadien zusammengefasst werden können (SUCCOW 1988: 153). Darüber hinaus können noch nutzungsbedingte Typen entwässerter Moore gebildet werden. SUCCOW (ebd.) unterscheidet jeweils zwischen dem „Stamm-Vegetationsmosaik“ (die potenzielle natürliche Vegetation, die auf entwässerten Moorstandorten in Mitteleuropa immer aus Wald besteht) und dem „Zustands-Vegetationsmosaik“ (bei landwirtschaftlicher Nutzung). Die in Tab. 76 bei den Beispielen entwässerter eutropher Versumpfungsmoore genannten Vegetationstypen machen deutlich, dass darüber hinaus bei stark degradierten Mooren auch keine großen Unterschiede zur Vegetation unvermoorter Standorte mehr bestehen.

Aus diesen Gründen bilden die Moorstandorte in Biotopklassifikationen keine eigene Obergruppe, sondern nur die zu Beginn dieses Kapitels gekennzeichneten Ausprägungen (s. auch weiter unten). In einzelnen Biotopschlüsseln werden aber auch die Moorwälder einbezogen (vgl. Kapitel 6).

In Tab. 76 sind Beispiele für die chorischen Moor-Naturraumtypen nach SUCCOW und Beispiele zugehöriger Vegetationstypen aufgelistet.

### 7.4.3.3 Kriterien für die Typisierung von Moor- und Sumpfbiotopen

Auf der Grundlage der vorgestellten Klassifikationen von Mooren lassen sich die in Tab. 77 aufgelisteten Kriterien für die Typisierung von Biotopen der Moore und Sümpfe festhalten. Den beschränkten Möglichkeiten von Biotopkartierungen entsprechend muss die Klassifikation im Vergleich zu den Moortypen von SUCCOW (1988) vereinfacht und vorrangig an der realen Vegetation ausgerichtet werden. Die hydrologisch-genetischen Moortypen können bei den vorherrschenden anthropogen überformten Restflächen von Mooren in diesem Rahmen vielfach nicht sicher angesprochen oder von sonstigen Nassstandorten unterschieden werden.

Besonders bei den Hochmooren ist es von entscheidender Bedeutung für ihre Bewertung und als Grundlage für Pflege- und Entwicklungspläne, dass neben den naturnahen Moortypen die verschiedenen Degenerations- und Regenerationsstadien hinreichend differenziert werden, die ungleich größere Flächenanteile einnehmen.

Bei den gehölzfreien Mooren finden sich häufig Dominanzbestände bestimmter Arten, die sich für eine erste Gliederung anbieten. Da aber viele der zur Dominanz neigenden Arten wie Schilf (*Phragmites australis*), verschiedene Seggen (z. B. *Carex nigra*, *Carex paniculata*) und Binsen (z. B. *Juncus effusus*) eine relativ breite Amplitude hinsichtlich Nährstoff- und Basenversorgung aufweisen, sind zusätzliche Zeigerarten für die Typisierung heranzuziehen. Da in Niedermooren nicht selten verschiedene Dominanzbestände kleinflächig wechseln, ist es zweckmäßig, die Trophie als vorrangiges Kriterium zu verwenden. Dafür spricht im Hinblick auf Bewertungsfragen auch die unterschiedliche Empfindlichkeit der verschiedenen Trophietypen. Für Bewertungen ist daher z. B. die Eigenschaft „kalkarm-oligotroph“ wichtiger als die Eigenschaft „Dominanz von *Carex rostrata*“.

Tab. 76: Beispiele chorischer Moor-Naturraumtypen und Vegetationstypen nach SUCCOW (1988)

Moor-Standorttyp (chorischer Naturraumtyp) – Beispiele	Vegetationstypen (ohne Wälder und Gebüsche)
mesotroph-saures Verlandungsmoor	Torfmoos-Schlammseggenried Torfmoos-Seggen-Wollgrasried Torfmoos-Schilfröhricht Torfmoos-Flutterbinsenried
mesotroph-saures Versumpfungsmoor	Torfmoos-Binsen-Braunseggenried Torfmoos-Seggen-Wollgrasried Torfmoos-Schilfröhricht Torfmoos-Flutterbinsenried
oligotroph-saures Tieflands-Regenmoor	Bunter Torfmoosrasen Grüner Wollgras-Torfmoosrasen Grüne Torfmoorschlenke
eutrophes Verlandungsmoor	Wasserlinsen-Schilfröhricht Schierlings-Scheinzyperseggenröhricht Nachtschatten-Schilfröhricht Zungenhahnenfuß-Großseggenried
eutrophes Versumpfungsmoor	Nachtschatten-Schilfröhricht Zungenhahnenfuß-Großseggenried
mäßig entwässertes eutrophes Versumpfungsmoor	Grünland/-brachen: Honiggraswiese, Kohldistelwiese, Kammgrasweide, Mädesüß-Staudenflur
stark entwässertes eutrophes Versumpfungsmoor	Grünland/-brachen: Wiesenfuchsschwanz-Glatthaferwiese, Rasenschmielen-Quecken-Grasland u. a.
sehr stark entwässertes eutrophes Versumpfungsmoor	landwirtsch. Nutzung: Sumpfiest-Hohlzahn-Acker, Knickfuchsschwanz-Quecken-Grasland u. a.

Tab. 77: Typisierungsmatrix für gehölzfreie Moore und Sümpfe

Typisierungskriterien für gehölzfreie Moore und Sümpfe	
Kriterien	Merkmale / Gradienten
Standorte	Trophie/ Stoffhaushalt <ul style="list-style-type: none"> <li>■ oligo-ombrotroph</li> <li>■ oligo-minerotroph / kalkarm bis -reich</li> <li>■ mesotroph / kalkarm bis -reich</li> <li>■ eutroph, polytroph</li> <li>■ salzreich</li> </ul>
	Hydrogeologie, Geomorphologie <ul style="list-style-type: none"> <li>■ Quellsümpfe</li> <li>■ sonstige Sümpfe</li> </ul>
	Niedermoore <ul style="list-style-type: none"> <li>■ Verlandungsmoore</li> <li>■ Versumpfungsmoore</li> <li>■ Quellmoore</li> <li>■ Durchströmungsmoore</li> <li>■ Überflutungsmoore</li> <li>■ Kesselmoore und Moorschlatts</li> </ul>
	Übergangsmoore <ul style="list-style-type: none"> <li>■ Verlandungsmoore</li> <li>■ Versumpfungsmoore</li> <li>■ Quellmoore</li> <li>■ Durchströmungsmoore</li> <li>■ Überflutungsmoore</li> <li>■ Kesselmoore und Moorschlatts</li> </ul>
Naturnähe des Wasserhaushalts	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ intakt (je nach Typ dauerhaft sehr nass oder wechsellass)</li> <li>■ schwach entwässert</li> <li>■ stark entwässert</li> </ul>
Vegetationsstruktur, dominante Pflanzenarten	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ torfmoosreiche Bulten-Schlenken-Komplexe</li> <li>■ Wollgrasrasen</li> <li>■ Zwergstrauchbestände</li> <li>■ Kleinseggenriede</li> <li>■ Großseggenriede</li> <li>■ Röhrichte</li> <li>■ Binsenriede</li> <li>■ sonstige Sümpfe und Riede (z. B. aus Hochstauden)</li> <li>■ lückige Pioniervegetation</li> </ul>
Nutzung	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ keine Nutzung</li> <li>■ Beweidung</li> <li>■ Mahd</li> <li>■ (ehemaliger) Torfabbau</li> </ul>

Die wichtigsten Merkmale für die Typisierung gehölzfreier Sumpf- und Moorbiotope können folgendermaßen zusammengefasst werden:

Merkmale:	Nährstoffversorgung oligo- bis mesotroph	Basenversorgung basenreich	Vegetation aus Seggen, Binsen u. a. Sumpfpflanzen	Wasserversorgung nass bis morastig	Nutzung keine, extensive Beweidung, Mahd
Bezeichnung:	basenreich-nährstoffarmes Seggen- und Binsenried				

Gemäß Tab. 58 können die Merkmale eines Moorbiototyps gekennzeichnet werden:

Biotyp:	Basenreich-nährstoffarmes Seggen- und Binsenried									
Typisierungskriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	(6) 7	3-4	(3) 4	0	0 [i. d. R. 1 o. 5]	0	3 -	0 [0, 2, 2→0 6→0]	(1-2) 3-4	4



Nährstoffreiche Niedermoore und Sümpfe sind in der heutigen Kulturlandschaft sehr viel häufiger und großflächiger entwickelt als die nährstoffarmen Ausprägungen. Daher ist es zweckmäßig, diese nach der Vegetationsstruktur bzw. dominanten Pflanzenarten stärker zu untergliedern. Dazu bietet sich zumindest eine grobe Fünfteilung an: Röhrichte, Seggenriede, Binsenriede, Staudensümpfe und sonstige Sumpflvegetation. Eine weitere Unterteilung kann anhand dominanter Arten erfolgen (Schilf-Röhricht, Schlankseggenried usw.).

Die Bezeichnung „Ried“ soll hier – ausgehend von der Bezeichnung „Seggenried“ – als Sammelbegriff für Klein- und Großseggenriede, Wollgras-, Binsen- und Simsenbestände, Staudenfluren sowie lockere, niedrigwüchsige Röhrichte in Sümpfen und Niedermooren (ohne hochmoorartige Übergangsmoore) verstanden werden. Die in vielen Klassifikationen stattdessen verwendeten Bezeichnungen „Niedermoor“ und „Sumpf“ sind als reine Standorttypen missverständlich.<sup>20)</sup>

Neben den wald- und gebüschfreien Mooren und Sümpfen im engeren Sinn, können auch Pionierfluren (wechsel-)nasser Standorte dieser Obergruppe zugeordnet werden. Derartige Biotope finden sich v. a. auf nassen bis wechselfeuchten Rohböden in Abbau- oder Spülflächen, Fahrspuren und ähnlichen anthropogen gestörten Bereichen. Natürliche Vorkommen treten in Flussauen auf, wenn nach starken Überschwemmungen erosions- oder akkumulationsbedingt offene Standorte entstehen (oberhalb des mittleren Wasserstands, im Unterschied zu den Uferfluren, die Teil der Gewässerbiotope sind). Die Ausprägung der Vegetation hängt stark von den Zufällen der kurzfristigen Besiedlung neuer Standorte ab. Kennzeichnende Pflanzengesellschaften sind v. a. Zwergbinsen- und Zweizahn-Gesellschaften (*Isoëto-Nanojuncetea*, *Bidentetea tripartitae*). Hinzu kommen diverse Initialstadien von Seggen- und Binsenrieden, Ruderalfluren und anderen Vegetationstypen feuchter Standorte. Daher sollten diese Biotoptypen nicht zu eng an bestimmten Pflanzengesellschaften orientiert, sondern vorrangig nach Substrat- und/oder Nährstoffversorgung typisiert werden, angezeigt durch bestimmte Pflanzenarten, aber auch unmittelbar durch die Standortmerkmale der typischerweise nur lückig bewachsenen Substrate (z. B. Sand, Mergel, Auenlehm).

Wie in 7.4.1 erläutert wurde, können außerdem die (semi-)terrestrischen Salzbiotope des Binnenlandes den Sümpfen angeschlossen werden. Vergleicht man verschiedene Biotopklassifikationen, so ergibt sich kein einheitliches Bild: Zuordnung zu den Küstenbiotopen (Anh. I der FFH-Richtlinie), zu den Mooren/Sümpfen (z. B. TLUG 2001), zum Grünland (z. B. RIECKEN et al. 2006) oder zu Sonderbiotopen (LUA BRANDENBURG 2007). Dies ist nachvollziehbar, wenn man die verschiedenen Standorttypen der niedersächsischen Binnensalzstellen vergleicht:

- Salzsümpfe: nass, ungenutzt oder sehr extensiv genutzt, meist im Komplex mit Röhrichten und anderer Sumpflvegetation; Unterteilung in natürliche und in sekundäre Ausprägungen (letztere in

anthropogen versalzten nassen Flächen am Rand von bestehenden oder ehemaligen Kalihalden bzw. Salinen).

- salzreiches Grünland: weniger nasse Standorte innerhalb von Mähwiesen oder (häufiger) Weidengrünland (oft vergesellschaftet mit Flutrasen und Weidelgras-Weiden)
- ruderalen Salzstandorte alter Kalihalden, sehr kleinflächig an Straßenrändern

Aufgrund der Seltenheit dieser Standorte, des eng begrenzten Spektrums an Kennarten und wegen diverser Übergangsformen erscheint die Zusammenfassung dieser drei Varianten nach dem Charakter der naturnächsten Ausprägungen (natürliche Salzsümpfe) in der Obergruppe der Sümpfe und Moore zweckmäßiger als die Aufteilung auf verschiedene Obergruppen. Zusätzlich kommen Halophyten im Binnenland im Bereich salzhaltiger Gewässer vor (s. 7.4.2).

## 7.4.4 Heiden, Grasland und Staudenfluren

### 7.4.4.1 Kennzeichen und Abgrenzung der Obergruppe

Diese weit gefasste Obergruppe umfasst im Kern die durch Beweidung oder Mahd entstandenen Biotope des Offenlands einschließlich bestimmter Brachestadien. Sie werden von Gräsern, Zwergsträuchern sowie ein- und mehrjährigen Kräutern geprägt. Ausgenommen sind Küstenbiotope (z. B. beweidungsabhängige Ausprägungen von Salzwiesen, Rasen und Heiden auf Küstendünen, s. 7.4.1) sowie sehr extensiv genutzte Moor- und Sumpfbiotope (z. B. Seggenriede, s. 7.4.3). Kleinflächige Vorkommen von Pflanzengesellschaften der Heiden und Trockenrasen auf Felssimsen und ähnlichen von Natur aus waldfreien Gesteinsstandorten passen aufgrund ihrer deutlich abweichenden Standorte und Strukturen besser zu den Felsbiotopen (s. 7.4.7). Angeschlossen werden die feuchten Hochstaudenfluren der Ufer und sonstige ungenutzte Gras- und Staudenfluren, da sie fließende Übergänge zu Grünland- und Magerrasenbrachen aufweisen. Auch Rasenflächen der Siedlungsbereiche können einbezogen werden, sofern sie nicht als Teil von Siedlungskomplexen erfasst werden (s. 7.4.9). Dafür spricht, dass bei extensiv genutzten Parkrasen die Übergänge zu artenreichen Grünlandtypen fließend sind.

In extensiv genutzten Weidelandschaften können die Übergänge zu Gehölz- und Waldbiotopen fließend sein (s. folgende Abschnitte). Alpine Rasen sowie Staudenfluren und Zwergstrauchheiden dieser Höhenstufe sollten aufgrund ihrer deutlich abweichenden Standortbedingungen ggf. einer eigenen Obergruppe alpiner Biotope zugeordnet werden (die hier nicht bearbeitet wird).

### 7.4.4.2 Kriterien für die Typisierung

Die Biotoptypen der Heiden und des Grünlands im weitesten Sinne decken ein großes Standortspektrum ab. Dieser Aspekt wird noch dadurch verstärkt, dass diese Nutzungsformen natürliche Standortunterschiede sowohl verstärken (infolge Nährstoffentzug und

<sup>20)</sup> Nach seiner Herkunft ist allerdings der Begriff „Ried“ ebenso unscharf, da er in Süddeutschland gleichbedeutend mit Niedermoor (z. B. Wollmatinger Ried am Bodensee) sowie ein Synonym für Röhricht ist (vgl. DUDEN 2006).

Beseitigung einer kleinklimatisch ausgleichend wirkenden Baumschicht) als auch nivellieren können (durch Düngung oder Entwässerung). Die Klassifikation der Grünlandbiotope muss daher vorrangig diese vielfältigen Standortabstufungen abbilden (vom Trockenrasen bis zur Nasswiese, vom Magerrasen bis zum stark gedüngten Intensivgrünland). Dazu ist die Vegetation als integrierender Indikator am besten geeignet, so dass die beschriebenen Pflanzengesellschaften eine gute Grundlage für die Biototypisierung bilden. Aufgrund der Anforderungen der Kartierungspraxis ist aber zu beachten, dass idealtypische Ausprägungen, bei denen Nutzung und Standorte seit langer Zeit im Einklang stehen und zu gut gekennzeichneten Vegetationstypen geführt haben, heute einen deutlich geringeren Flächenanteil haben, als solche Biotope, die durch Standortveränderungen wie Eutrophierung, Entwässerung oder Verbrachung überformt sind. Die Klassifikation muss daher neben gut gekennzeichneten Typen mit engem Bezug zu bestimmten Pflanzengesellschaften auch Einheiten vorsehen, die heterogene Brache- bzw. Sukzessionsstadien abdecken (z. B. „halbruderale Gras- und Staudenflur“, s. 7.1.1.4).

Aus diesem Grund muss die Vegetation bei der Typisierung nach zwei verschiedenen Kriterien eingesetzt werden:

- dominante Arten: dies gilt für alle artenarmen Nutzungs- und Brachestadien und auch für die Trennung zwischen Heiden und Magerrasen (Dominanz von Zwergsträuchern)
- ökologische Artengruppen: Zeigerarten für bestimmte Standortmerkmale dienen der Typisierung artenreicher Typen ohne eindeutige Dominanzen. Sie können aber auch Dominanzbestände näher kennzeichnen, sofern neben den dominanten Arten (mit u.U. breiter Standortamplitude) weitere Arten vorkommen. Viele dieser Zeigerarten sind gleichzeitig Charakterarten von Pflanzengesellschaften, so dass die Biotopklassifikation so weit wie möglich mit den vegetationskundlichen Einheiten kompatibel sein sollte und auch kann.

Bei sehr artenarmen Ausprägungen ist die unmittelbare Einbeziehung von Standortmerkmalen erforderlich, um z. B. das Entwicklungspotenzial beurteilen zu können. Dies gilt sowohl für Intensivgrünland als auch für einige Brachestadien. Für Bewertungsfragen und im Hinblick auf übergeordnete Klassifikationen (z. B. der FFH-Richtlinie) ist auch die Geomorphologie bzw. die Entstehungsform des jeweiligen Standorts von Bedeutung. So sollten z. B. Sandtrockenrasen auf Binnendünen oder auf Deichen gesondert gekennzeichnet werden.

Die Typisierungskriterien für die Heiden, Grasländer und Staudenfluren dieser Obergruppe sind in Tab. 78 zusammengestellt.

In einigen Schlüsseln (z. B. RIECKEN et al. 2006), werden die Magerrasen- und Grünlandtypen aller Standorte jeweils auf der mittleren oder unteren Hierarchiestufe in **Wiesen, Weiden und Brachen** unterteilt. Dies ist aufgrund der vielfältigen Misch- und Übergangsformen für die Kartierungspraxis problematisch (vgl. Kap. 6).

Mahd mit Nachbeweidung, Mähweidenutzung, kurzzeitige Weideformen (Prinzip der „vierbeinigen Rasenmäher“) oder diverse, oft unregelmäßige Pflegemaßnahmen schaffen vielgestaltige Übergänge zwischen Wiesen- und Weidetypen sowie Brachestadien. Um eine unüberschaubare Zahl von sehr ähnlichen Biototypen mit schwer fassbaren Übergangsstadien zu vermeiden, ist die Methode des niedersächsischen Schlüssels, Nutzungsformen und Brache als (teilweise fakultative) Zusatzmerkmale unterhalb der Typenebene zu verschlüsseln, zweckmäßiger. Dabei ist auch zu beachten, dass es bei einigen Magerrasen- und Heidetypen Varianten gibt, die als spontane Pioniervegetation nach Bodenverwundungen (z. B. in Sandgruben oder Steinbrüchen) entstanden sind und somit weder Wiesen noch Weiden sind, sich aber auch von Brachen ehemals genutzter Ausprägungen unterscheiden.

Gehölzfreie bzw. -arme Brachen von Magerrasen und Grünland lassen sich in zwei Hauptstadien unterteilen:

Tab. 78: Typisierungsmatrix für Heiden, Magerrasen, Grünland, Gras- und Staudenfluren

Typisierungskriterien für Heiden, Magerrasen, Grünland, Gras- und Staudenfluren		
Kriterien	Merkmale/Gradienten	
Standorte	Trophie	■ sehr nährstoffarm bis sehr nährstoffreich
	Basenversorgung, sonstige Stoffe	■ sehr basenarm bis kalkreich ■ schwermetallreich ■ geringer Salzeinfluss
	Wasserversorgung	■ trocken bis nass ■ zeitweise überflutet
	Gestein, Boden	■ Sand, Silikatgestein, Kalkgestein, Moorböden u. a.
	Höhenstufe	■ planar bis subalpin
	Relief, Entstehung	■ Dünen, Deiche, Abgrabungsflächen u. a.
Vegetationsstruktur, dominante Pflanzenarten	■ Zwergstrauchheide (Besenheide, Krähenbeere u. a.) ■ kurzrasige Gras- und Krautfluren (Silbergras u. a.) ■ mittelhohe Gras- und Krautfluren (Drahtschmiele u. a.) ■ hochwüchsige Gras- und Krautfluren (Pfeifengras u. a.)	
Nutzung	■ keine Nutzung ■ Beweidung (Hütehaltung, Koppelweide, Standweide, Umtriebsweide u. a.) ■ Mahd (einschürig, zweischürig, mehrschürig) ■ Sport, Freizeit	

- Junge Brachen, die sich nur wenig vom Ausgangsbestand unterscheiden. Diese sollten den jeweiligen Nutzungstypen (Mähwiese, Weide), aus denen sie hervorgegangen sind, zugeordnet werden. Bei einigen Typen wie mageren Nasswiesen oder Kalkmagerrasen bilden wenige Jahre alte Brachestadien die artenreichsten Ausprägungen der jeweiligen Biotoptypen, insbesondere aus entomologischer Sicht. In vielen Fällen lässt sich bei der Kartierung nicht sicher entscheiden, ob es sich tatsächlich um eine Brache handelt.
- Ältere Brachen, bei denen es zur Ausbreitung weniger, meist hochwüchsiger Gräser oder Stauden gekommen ist. Diese sollten bei deutlich abweichender Artenzusammensetzung als eigene Typen klassifiziert werden.

Neben flächigen Heide- und Grünlandbiotopen treten vergleichbare Vegetationsbestände auch als **Säume** auf. Dies sind lineare Biotope entlang von Rändern anderer Biotoptypen (s. 3.1.2.5). Sie können nach den prägenden Kontaktbiotopen unterteilt werden in: Wald- und Gehölzsäume, Weg- und Straßensäume, Graben- und Ufersäume, Grünlandsäume und Feldraine. In den vielen Fällen liegen die Säume zwischen einem Weg oder einer Straße und einem Wald-, Gehölz-, Grünland- oder Ackerbiotop. Es gibt ebene Säume und Säume an Böschungen. Die Vegetation kann entweder aus spezifischen Saumgesellschaften (*Aegopodion*, *Trifolion medii* etc.) bestehen oder aus linearen Ausprägungen fast aller Heide-, Magerrasen-, Grünland- und Ruderal-Gesellschaften. Daher ist es nicht zweckmäßig, den Strukturtyp „Saum“ als primäres Klassifikationskriterium zu verwenden, sondern besser den jeweiligen Vegetationstyp bzw. Kontaktbiotop. Dies hat auch den Vorteil, dass die besondere Qualität und auch die Vernetzungsfunktion für entsprechende Flächenbiotope besser spezifiziert werden können. Außerdem können sich die meisten sog. Saumgesellschaften auch flächig auf Brachen ausbreiten (z. B. „Versaumung“ von Kalkmagerrasen). Daher lassen sich in der Kontaktzone von Brachen und Waldrändern oft keine deutlichen Saumbereiche abgrenzen.

Aus Maßstabsgründen können Säume i. d. R. nicht als eigene Biotopflächen abgegrenzt werden, was gegen eine sehr detaillierte, pflanzensoziologisch ausgerichtete Klassifikation von Saumbiotopen spricht.

Bei Detailkartierungen, z. B. für Pflege- und Entwicklungspläne, ist aber eine Erfassung als Teil entsprechender Biotopkomplexe sinnvoll. So kann etwa ein Straßenpolygon prozentual aufgeteilt werden in die Fahrbahn und in die Biotoptypen der Straßenränder.

Nach den Kriterien von Tab. 58 können Biotoptypen dieser Obergruppe nach dem untenstehenden Muster gekennzeichnet werden.

Die Offenlandbiotope dieser Obergruppe bilden in der extensiv genutzten Kulturlandschaft häufig **Komplexe mit Gebüsch- und Gehölzbeständen** (s. 7.4.5). Um die Zahl der Typen zu begrenzen und Überschneidungen von Typen zu vermeiden, sollten derartige Flächen grundsätzlich als Typenkombination erfasst werden. Das bedeutet beispielsweise, dass Wacholderheiden keine eigene Kategorie mit verschiedenen Biotoptypen bilden, sondern eine Kombination aus Wacholdergebüsch und Sandheiden, Borstgrasrasen, Kalkmagerrasen u. a. darstellen. Entsprechendes gilt u. a. auch für Streuobstwiesen (Kombination aus Obstbaumbeständen und verschiedenen Grünland- und Magerrasentypen).

#### 7.4.5 Gebüsch, Gehölze im Offenland und im Siedlungsbereich

##### 7.4.5.1 Kennzeichen und Abgrenzung der Obergruppe

Diese Obergruppe bilden Strauch- und Baumbestände, die nicht waldartig ausgeprägt sind. Dazu zählen Gebüsch, Hecken, Baumgruppen, Alleen und Feldgehölze im Offenland. Sie unterscheiden sich von Waldbiotopen durch ihre geringere Flächengröße und/oder Bestandsdichte. Daher fehlen ein für Wälder kennzeichnendes Innenklima und eine waldtypische Krautschicht. Einen Sonderfall stellen galerieartige Erlen- und Weidenbestände entlang von Fließgewässern dar. Dichte Bestände werden meist den Waldbiotopen angeschlossen (s. 7.4.6).

Während flächige Feldgehölze oder breite Wallhecken die Kriterien eines abgrenzbaren Biotops mit spezifischen Standortbedingungen und Biozönosen erfüllen, sind Einzelbäume, Baumreihen und ähnliche

Biotoptyp:	Krähenbeer-Dünenheide des Binnenlands									
Typisierungskriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	2-4	2	2	12	21	322	452 Krähenbeere	211, → 0	4	3 (Düne)

Die wichtigsten Merkmale für die Typisierung von Grünland, Heiden, Magerrasen usw. können folgendermaßen zusammengefasst werden:

Merkmale:	Wasser-versorgung	Basen- u. Nährstoffversorgung	Gestein	Geomorphologie	Vegetationsstruktur	dominante Arten	Nutzung
	mäßig trocken bis mäßig feucht	sehr basen- und nährstoffarm	Flugsand	Binnendüne	Zwergstrauch-Bestand	Krähenbeere	Extensivweide, (Brache, Biotoppflege)
Bezeichnung:	Krähenbeer-Dünenheide des Binnenlands						

punkt- und linienförmige Gehölzbestände eigentlich keine Biotop, sondern eher Biotop-elemente. Sie werden aber aus pragmatischen Gründen in die Biotopklassifikation eingebunden, weil sie als Habitate ein Mindestmaß an Eigenständigkeit aufweisen (keinem Biotoptyp spezifisch zuzuordnen) und weil ihre Darstellung in Biotoptypenkarten von z. B. Landschaftsplänen auch aufgrund ihrer Bedeutung für das Landschaftsbild zweckmäßig ist.

Unterschiedliche Lösungen gibt es für die Zuordnung von Gehölzen im Siedlungsbereich sowie von gartenbaulichen bzw. landwirtschaftlichen Gehölzkulturen: Sie werden entweder den Gehölzen der freien Landschaft angeschlossen oder aber den Biotopkomplexen der Grünanlagen bzw. den Acker- und Gartenbaubiotopen zugeordnet. Für beide Alternativen gibt es gute Gründe. Landwirtschaftliche und gartenbauliche Kulturen aus kleinwüchsigen Gehölzen mit regelmäßiger Bodenbearbeitung stehen aber sowohl hinsichtlich der Nutzung als auch der Prägung der Standorte den Äckern näher (s. 7.4.8). Die Gehölze des Siedlungsbereichs können je nach Zweck und Detaillierungsgrad der Kartierung gesondert typisiert oder Komplextypen der Siedlungsbereiche (s. 7.4.9) angeschlossen werden.

Die Gebüsche der Küstendünen werden aus pragmatischen Gründen den Küstenbiotopen zugeordnet (s. 7.4.1). Sinngemäß kann mit subalpinen Gebüschverfahren verfahren werden (vgl. Kap. 6).

#### 7.4.5.2 Behandlung gehölzreicher Biotopkomplexe

Gehölzbestände des Offenlands bilden grundsätzlich Biotopkomplexe mit Biotoptypen anderer Obergruppen (Moore, Grasland, Heiden, Äcker u. a.) und können deren Raumstruktur mehr oder weniger stark prägen. Wie in Abschnitt 6.6.5.1 dargelegt wurde, gibt es drei Alternativen für Behandlung von Gehölzbiotopen bei der Biotopkartierung:

- 1) Gehölzanteile sind Strukturmerkmale der jeweiligen Offenlandbiotope. Gehölzreiche Magerrasen als Beispiel sind dann besondere Untertypen von Magerrasen oder sie werden durch Zusatzmerkmale gekennzeichnet (z. B.  $v =$  verbuscht).
- 2) Biotop mit einer Kombination aus gehölzfreien Vegetationsbeständen und Gehölzen bilden eigene Komplextypen (z. B. Streuobstwiese, Wacholderheide).
- 3) Gehölz- und Offenlandanteile werden verschiedenen Biotoptypen zugeordnet, deren Abgrenzungen oder prozentuale Flächenanteile gesondert zu erfassen sind (z. B. Kalkmagerrasen mit eingestreuten Wacholdergebüsch, Grünland mit Hecken an den Parzellenrändern).

Variante 1 bedeutet eine klare Priorität für den Offenland-Biotoptyp und erleichtert dessen abgestufte Bewertung. Sie bedeutet aber einen Informationsverlust für die nachrangig behandelten Gehölzbiotop.

Variante 2 könnte aus faunistischer Sicht präferiert werden, weil solche halboffenen Biotop eine eigenständige Fauna aufweisen können (vgl. z. B. BLAB 1993). Weiterhin sind die Komplextypen besser im Luftbild zu identifizieren als ihre Bestandteile. Sie hat aber den entscheidenden Nachteil, dass die Einzel-

bestandteile nicht gesondert auswertbar sind. Das bedeutet beispielsweise, dass eine Flächenbilanz für Sandheiden insgesamt nicht möglich ist, weil diese teilweise den Wacholderheiden zugeordnet werden, die neben den Gehölzanteilen auch andere Offenlandbiotope beinhalten können.

Variante 3 ist bei konsequenter Anwendung besonders übersichtlich, da auf zusätzliche Typen verzichtet wird und eine genaue Bilanz der gleichrangig behandelten Offenland- und Gehölzanteile möglich ist. Sie erschwert aber die integrale Bewertung des Komplexes. Allerdings erfordert eine sachgerechte Bewertung immer die Betrachtung von Biotopkomplexen und ist somit mehr als die Summierung von typspezifischen Einzelwerten.

Die Varianten 1 und 3 können parallel verwendet werden, in Abhängigkeit von der Ausprägung des Gehölzanteils:

- Gehölze sind Elemente des Offenlandbiotops, wenn es sich um jungen, gleichmäßig bzw. dispers eingestreuten Aufwuchs handelt (z. B. Anflug von Pionierbaumarten wie Birke oder Kiefer, Stockausschläge nach Pflegemaßnahmen oder invasive Polykormone). Diese werden in schutzwürdigen Biotopen meist als Beeinträchtigung eingestuft. Daher sind in diesem Fall Zusatzmerkmale zweckmäßiger als eigene Biotoptypen.
- Gebüsche und Baumbestände sind eigene Biotop-typen, wenn Offenland und Gehölze ein Mosaik aus unterschiedlichen Teilflächen bilden. Dies wäre z. B. der Fall, wenn in einem zu großen Teilen gehölzfreien Magerrasen an mehreren Stellen dichte Gebüschbestände eingestreut sind. Diese können in einem ausreichend großen Maßstab als eigene Biopfläch abgegrenzt werden. Wenn eine Abgrenzung der Gehölzflächen nicht möglich ist, sollte ihr Flächenanteil angegeben werden. Da einzelne Weißdornsträucher als Fragmente eines Weißdorn-Gebüschs und einzelne Obstbäume als Fragment eines dichten Obstbaumbestands eingestuft werden können, können punkt- und linienförmige Gehölzbestände demselben Typ zugeordnet werden wie die jeweils flächige Ausprägung. Dafür spricht auch, dass es zwischen flächigen Gehölzen, Baum- und Strauchgruppen und einzelnen Bäumen oder Sträuchern fließende Übergänge gibt.

Grundsätzlich sollten gehölzreiche Offenlandbiotope somit als Biotopkomplexe aufgefasst werden, die in verschiedene Biotoptypen zu gliedern sind. Streuobstwiesen beispielsweise sind Nutzungs- und Strukturtypen, deren Offenlandanteile sehr verschiedenen Biotoptypen zuzuordnen und entsprechend zu klassifizieren sind: Mesophiles Grünland unterschiedlicher Standorte (mager oder nährstoffreich, kalkreich oder kalkarm), Kalkmagerrasen, Steppenrasen oder auch artenarmes Intensivgrünland, wobei jeweils gemähte und beweidete Ausprägung vorkommen. In den Teilflächen, wo die Obstbäume dichter stehen, ist der Unterwuchs meist artenärmer und oft von Arten nitrophiler Säume geprägt. Diese Teilflächen sind den Gehölzbiotopen (Biotoptyp „Obstbaumbestand“, vgl. 7.4.5.3) zuzuordnen.

Ein spezielles Problem ist die Überschirmung von Biotopen der Gewässer, des Offenlands und des Siedlungsbereichs durch Baumkronen (betrifft bei Gewässern auch die Lage in Wäldern). Eine Zuordnung

bzw. Flächenbilanzierung nach Luftbildern ermöglicht nur die Erfassung der Baumkronen, während topographische Karten die Biotope der Boden- bzw. Gewässer- oberfläche darstellen. Es ist also zu entscheiden, welches Element des Biotops – Boden und ggf. Krautschicht oder die überschirmenden Baumkronen – für die Typisierung und Flächenbilanzierung maßgeblich ist. Der Standortbezug des Biotops sowie Nutzungsaspekte sprechen dafür, dass Erdoberfläche unterhalb der Baumkronen in den meisten Fällen maßgeblich für die Zuordnung sein sollte. Ein Bach in einem geschlossenen Gehölzstreifen ist ein Gewässertyp, eine Straße innerhalb einer dichten Allee zwar von oben nicht sichtbar, dennoch die bestimmende Eigenschaft der betreffenden Fläche. Gleichwohl ist die Überschirmung ein wesentliches Merkmal des jeweiligen Biotops, das bei der Klassifikation von fakultativ sonnenexponierten oder beschatteten Biotopen durch Bildung entsprechender Subtypen oder Zusatzmerkmale bzw. durch Erfassung objektbezogener Daten zu berücksichtigen ist.

### 7.4.5.3 Kriterien für die Typisierung

Tab. 79 gibt einen Überblick über die Typisierungskriterien für Gebüsche und sonstige Gehölzbestände.

Vorrangiges Kriterium ist die Struktur bzw. Wuchsform, nach der die Grundtypen wie Gebüsche, Hecken oder Baumgruppen unterschieden werden. Einheiten wie „Hecke“ oder „Obstbaumbestand“ sind eigentlich keine Biotopbezeichnungen, da der Standortbezug fehlt. Daher sollte durch gezielte Untersuchungen geklärt werden, ob und welche standortbezogenen Typen im Kartierungsgebiet unterschieden werden können. Allerdings sind die Standorte vorwiegend bei flächig ausgeprägten Gebüschern von Bedeutung, da sie bei linearen oder gruppenartigen Strauch- und

Baumbeständen oft durch anthropogene Einflüsse nivelliert sind. Ein pragmatischer Ansatz ist daher, derartige Gehölzbestände grundsätzlich als Strukturtypen zu betrachten, die nur in Verbindung mit den standortbezogenen Kontakt- bzw. Matrixbiotopen als Biotoptypen zu klassifizieren sind.

Die kartierungsrelevanten Abstufungen sind bei Gebüschern deutlich geringer als bei den Wäldern, da die standortbedingte Varianz der Artenzusammensetzung aufgrund des i. d. R. geringeren Alters und der in dichten Strauchbeständen meist kaum ausgeprägten Krautschicht eng begrenzt ist.

Die dominanten Gehölzarten oder -gattungen sind ebenfalls besonders bei den Gebüschern relevant, vorwiegend auf Feuchtstandorten (Gagel, Weidenarten) und bei besonderen Ausprägungen (v. a. Wacholdergebüsche). Auf trockenwarmen Kalkstandorten und mittleren Standorten können verschiedene Arten bzw. Gattungen vorherrschen. Sofern eine Untergliederung nach vorherrschenden Arten erfolgen soll, sollte sie sich auf die häufigsten Dominanzbildner wie Schlehe, Weißdorn oder Hasel beschränken. Einen besonderen Charakter haben insbesondere Haselgebüsche, die oft ein höheres Alter und eine waldartige Krautschicht aufweisen (teilweise fließende Übergänge zu haselreichen Niederwäldern). Gesonderte Typen bilden Gebüsche aus standortfremden bzw. neophytischen Arten.

Auch bei den Baumbeständen ist eine Unterteilung nach den jeweiligen Baumarten grundsätzlich sinnvoll (z. B. Lindenallee, Eichenallee), kann aber potenziell zu sehr vielen Typen führen, deren Unterscheidung für Bewertungsfragen nur teilweise relevant ist. Daher sollten die Baumarten eher als beschreibende Objektmerkmale erfasst oder fakultativ auf der untersten Hierarchiestufe typisiert werden.

Die wichtigsten Merkmale dieser Obergruppe lassen sich am Beispiel einer Wallhecke so zusammenfassen:

Tab. 79: Typisierungsmatrix für Gebüsche und Gehölze

Typisierungskriterien für Gebüsche, Gehölze im Offenland und im Siedlungsbereich		
Kriterien		Merkmale / Gradienten
Standorte	Wasserhaushalt	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ sehr trocken bis morastig</li> <li>■ zeitweise überflutet (Aue)</li> </ul>
	Basen- und Nährstoffversorgung	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ sehr basenarm bis kalkreich</li> <li>■ sehr nährstoffarm bis nährstoffreich</li> </ul>
	Relief, Sonderstandorte	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Felsen, Dünen, Moore u. a.</li> </ul>
	Höhenstufe	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ planar bis subalpin</li> </ul>
Vegetationsstruktur		<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Gebüsche, Strauchhecken, Strauch-Baumhecke, Wallhecken, Baumgruppen, Alleen, Kopfbäume, Streuobst u. a.</li> </ul>
dominante Strauch- oder Baumarten		<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Sträucher: Wacholder, Weidenarten, Gagel, Schlehe, Brombeere u. a.</li> <li>■ Bäume: z. B. Obstbäume</li> </ul>
Naturnähe der Artenzusammensetzung		<ul style="list-style-type: none"> <li>■ standortgemäße indigene Gehölzarten</li> <li>■ nicht standortgemäße indigene Gehölzarten</li> <li>■ regional nicht indigene Gehölzarten</li> <li>■ fremdländische Gehölzarten</li> </ul>
Nutzungen		<ul style="list-style-type: none"> <li>■ ungenutzt</li> <li>■ Holznutzungs- und Einfriedungsfunktion (Hecken)</li> <li>■ Beweidung</li> <li>■ Schneitelnutzung (Weidenruten, Viehfutter)</li> <li>■ gärtnerische Kulturen</li> <li>■ Grünanlagen</li> </ul>

Merkmale:	Wasser- versorgung	Basen- und Nähr- stoffversorgung	standörtliche Besonderheiten	Gehölzarten	Vegetations- struktur	Nutzung
	nicht relevant	nicht relevant	Wall	standortge- rechte Arten	Reihe aus Sträuchern und Bäumen	Hecke
Biototyp:	Strauch-Baum-Wallhecke					

Gemäß Tab. 58 sieht das Schema für die Typisierung dieses Heckentyps so aus:

Biototyp:	Strauch-Baum-Wallhecke									
Typisierungs- kriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	0 [2-4]	0 [4-6]	0 [2-3]	0 [12]	0 [1-2]	63	82 –	914, 1, → 0	4	1

Erläuterung: Die Definition von Wallhecken oder Knicks hat grundsätzlich – abgesehen von der anthropogenen Geländestruktur des Walls - keinen Standortbezug (0). Aus kulturhistorischen Gründen sind sie aber auf das subatlantisch geprägte Tiefland mit vorwiegend feinkörnigen Böden beschränkt (Angaben in eckigen Klammern) – sofern man Hecken auf Lesesteinwällen des Berglands nicht einbezieht. Da Wallhecken lineare Standortkomplexe sind, kann der Gradient des Wasserhaushalts von einem nassen Randgraben bis zu einer trockenen Walloberfläche reichen, so dass dieses Merkmal – ebenso wie Trophie und Basenversorgung - als indifferent einzustufen ist – wobei aber de facto mittlere Werte die Regel sind (in eckigen Klammern). Um eine Hecke von einem Einzelgehölz unterscheiden zu können, muss eine Mindestlänge angegeben werden (Q1).

## 7.4.6 Wälder

### 7.4.6.1 Kennzeichen, Abgrenzung und Untergliederung der Obergruppe

Wälder sind mehr oder weniger geschlossene Baumbestände mit einer Mindestgröße, die ein deutlich vom Offenland abweichendes Waldinnenklima ermöglicht. Dies unterscheidet die Waldbiotope von Feldgehölzen sowie von Baumbeständen in Grünanlagen oder im Bereich von Landwirtschaft und Gartenbau (Obstbaumbestände, Baumschulen etc.). Der Überschirmungsgrad (Baumschicht-Deckung) soll nach SCHMIDT et al. (2003) mindestens 30 % betragen. Nach dem niedersächsischen Kartierschlüssel (v. DRACHENFELS 2004) liegt die Mindestgröße bei ca. 0,5 ha Größe und einer Mindestbreite von 20 m. Bei entsprechender Artenzusammensetzung und Struktur können auch geschlossene Baumbestände ab 0,1 ha als Wald eingestuft werden, insbesondere bei Bruch- und Auwäldern. Im Zweifelsfall ist die Krautschicht maßgeblich (waldtypische Ausprägung oder nicht, vgl. SCHMIDT et al. 2003).

Auwaldsäume (Galeriewälder) entlang von Fließgewässern werden meist den Waldbiotopen angeschlossen. Dafür spricht, dass z. B. bachbegleitende Erlenwälder auch innerhalb geschlossener Wälder oft nur eine Baumreihe je Uferseite umfassen und dass derartige Ufergehölze den Auwäldern gemäß FFH-Richtlinie und gesetzlichem Biotopschutz zugeordnet werden. Standorte und Krautschicht sind allerdings unterschiedlich, wenn die landseitigen Kontaktbiotope Grünland oder Äcker anstelle von anderen Waldtypen sind. Dies wäre ein Argument dafür, einreihige Bestände im Offenland den Gehölzbiotopen anzuschließen.

Die Wälder können nach der Dominanz von Laub- oder Nadelbäumen bzw. von standortgerechten oder standortfremden Arten in Untergruppen gegliedert werden:

- Laubwälder und Nadelwälder (ggf. zusätzlich Mischwälder)
- naturnahe Wälder und Forste mit abweichender Baumartenzusammensetzung

Ausgehend von europäischen und globalen Klassifikationen (s. Kap. 6) lassen sich die Wälder Mitteleuropas in sommergrüne **Laubwälder** und (überwiegend immergrüne) **Nadelwälder** unterteilen. Eine Zweiteilung in Laub- und Nadelwälder wäre zwar für Kartierungszwecke nicht unbedingt erforderlich, da diese Einheiten keine Aussagen über die Naturnähe beinhalten und Zuordnungsprobleme bei Mischwäldern zur Folge haben. Die in einzelnen Schlüsseln vorgesehene gesonderte Klassifikation einer Obergruppe von Laub-Nadel-Mischwäldern (s. z. B. 6.3.2) ist problematisch, weil dies bei adäquater Differenzierung zu einer starken Erhöhung der Typenzahl und erheblichen Abgrenzungsproblemen führen kann. Waldtypen, die von Natur aus Mischwälder aus Laub- und Nadelbäumen sind (z. B. Moorwälder des Tieflands mit oft kleinräumigem Wechsel von Birken- und Kieferndominanz, obermontane Fichten-Buchenwälder) müssten so auf jeweils mindestens drei Typen aufgeteilt werden (Laubwald-Typ mit Anteil von Nadelholz < 30 %, Nadelwald-Typ mit Laubholzanteil < 30 %, Mischwald-Typ mit je mindestens 30 % Laub- und Nadelholz). Eine Alternative ist, derartige Mischwaldtypen immer einem weiter gefassten Typ zuzuordnen (unabhängig von Mischungsanteilen), z. B. „Birken- und Kiefern-Moorwald“.

Für die Bildung von Untergruppen der Laub- und der Nadelwälder spricht:

- gute Unterscheidbarkeit im Luftbild
- deutliche ökologische Unterschiede (Wuchsform, Streu)
- Bewertungsunterschiede: In vielen Landschaften sind Nadelwälder nicht standortgemäß und somit deutlich von den überwiegend standortgemäßen Laubwäldern verschieden.

Die Zuordnung sollte nach Dominanz erfolgen ( $\geq 50\%$  Laubbäume = Laubwald,  $> 50\%$  Nadelbäume = Nadelwald). Eine zusätzliche Untergruppe von Mischwäldern ist nicht unbedingt erforderlich. Die Mischungsanteile können bei Bedarf auf der Ebene der Typen und Untertypen berücksichtigt werden.

Für Bewertungsfragen ist zudem eine Klassifikation nach der Naturnähe der Wälder sinnvoll. Dazu ist zu klären, ob die Baumartenzusammensetzung eines Waldbestands der Schlusswald-Gesellschaft im Sinne der hpnV bzw. standortgemäßen Pionier- und Übergangswaldstadien entspricht, oder aber nicht standortgemäß ist. Grundsätzlich sollten Wälder aus standortgemäßen, indigenen Baumarten typologisch von Wäldern getrennt werden, die von standort- bzw. gebietsfremden Baumarten geprägt sind. Bei der Bezeichnung dieser beiden Kategorien von Wäldern ist die begriffliche Zweiteilung in „Wälder“ und „Forste“ üblich. Diese Wortwahl wird gelegentlich kritisiert und ist in der Tat etwas willkürlich sowie vom Wortursprung her nicht korrekt. Sie ist aber andererseits als Konvention zweckmäßig, um eine Unterscheidung zwischen Wäldern mit höherer und geringerer Bedeutung für den Naturschutz begrifflich auf den Punkt zu bringen. Forste im Sinne bewirtschafteter Wälder sind in Deutschland über 90 % der Bestände. Ursprünglich war „Forst“ allerdings ein Rechtsbegriff, der einen vor allgemeiner Nutzung geschützten Wald bezeichnete (nach HASEL 1985, zit. bei ZERBE & SUKOPP 1995). Heute wird mit „Forst“ umgangssprachlich meist ein durch Forstwirtschaft geprägter Wald verstanden. Stark durch forstliche Nutzung verändert sind aber nicht nur z. B. „Fichtenforste“ sondern auch Niederwälder, die trotzdem nicht als „Niederforste“ bezeichnet werden. Nach ZERBE & SUKOPP (1995) wird die Unterscheidung zwischen „Wald“ und „Forst“ aufgrund der Baumartenzusammensetzung und dem Grad der menschlichen Beeinflussung bzw. der Naturnähe des Bestandes getroffen, wobei die Abgrenzung im Detail unscharf ist. In jedem Fall sind „Forste“ ebenfalls „Wald“ im Sinne der Waldgesetze und im Sinne einer Vegetationsformation aus Makrophanerophyten.

In der englischen Sprache ist die Unterscheidung zwischen „wood(land)“ und „forest“ nicht kongruent mit dem deutschen Begriffspaar, trotz des identischen historischen Wortursprungs von „forest“ und „Forst“. In englischsprachigen Klassifikationen naturnaher Wälder werden beide Wörter nebeneinander verwendet, während standortfremde Bestände oft „plantation“ genannt werden. Bei EUNIS (DAVIES et al. 2004) werden z. B. die Buchenwald-Typen mehrheitlich als „beech forests“, die Eichenwälder teils als „oak woods“, teils als „oak forests“ bezeichnet. Ein klares fachliches Kriterium ist nicht erkennbar. Grundsätzlich sind „woods“ oder „woodlands“ kleine bzw. lichte Baumbestände, „forests“ dagegen größere Wälder mit dichtem Kronendach (s. SCHREINER 2008). „Woodland“ wird aber auch als Oberbegriff für Wälder im weiteren Sinne verwendet (vgl. z. B. EUNIS).

Aufbauend auf den ausführlichen Erläuterungen von ZERBE & SUKOPP (1995), die aber im Wesentlichen vegetationskundlich ausgerichtet sind und im Hinblick auf die Klassifikation von Waldbiotopen zu keinem klaren Ergebnis führen, sollte bei der Biotopklassifikation pragmatisch folgende Unterscheidung zwischen Wald und Forst getroffen werden:

- **Forst:** Waldbestände, die durch Anpflanzung von Baumarten entstanden sind, die auf dem betreffenden Standort von Natur aus nicht vorkommen würden, und die nicht durch traditionelle Formen der Nieder-, Mittel- oder Hutewaldnutzung geformt sind. Bestände aus Naturverjüngung ursprünglich

künstlich eingebrachter Baumarten sind einbezogen. Außerdem angepflanzte Bestände von im weiteren Sinne standortgerechten Baumarten auf anthropogen gestörten Standorten (z. B. tiefgründige Bodenbearbeitung wie Dämme-Rome-Verfahren bei Eichenkulturen auf Feuchtstandorten) bzw. als strukturarme Reinbestände von Nebenbaumarten.

- **Wald:** Waldbestände, die aus Baumarten bestehen, die von Natur aus auf dem betreffenden Standort vorkommen würden bzw. könnten (als Haupt- und Mischbaumarten oder auch als Pionierarten) sowie Waldbestände, die durch traditionelle Formen der Nieder-, Mittel- oder Hutewaldnutzung entstanden sind. Ausgenommen sind angepflanzte Bestände standortgemäßer Baumarten auf anthropogen gestörten Standorten oder mit stark von naturnahen Pionier-, Übergangs- und Schlusswald-Gesellschaften abweichender Artenzusammensetzung. Mischbestände aus standortgerechten und -fremden Baumarten müssen nach ihren Anteilen zugeordnet werden (z. B. „Forst“ ab > 30 % Fremdholzanteil).

Für die inhaltliche Festlegung der Obergruppe „Wälder“ ist außerdem zu entscheiden, ob Biotope der Waldränder und der nur vorübergehend entwaldeten Lichtungsfluren (z. B. Kahlschläge, Brandflächen, Windwürfe) hier einbezogen oder anderen Obergruppen zugewiesen werden:

- Kahlschläge oder durch natürliche Prozesse wie Sturm entstanden Freiflächen im Wald werden i. d. R. kurzfristig wieder aufgeforstet. Unterliegen sie der natürlichen Entwicklung, verbleiben viel Totholz und zumindest einzelne Bäume als walddtypische Strukturen auf der Fläche. Die Bodenvegetation enthält meist viele Waldarten. Daher bilden diese Lebensräume sinnvollerweise neben den Laub- und Nadelwäldern eine dritte Untergruppe der Waldbiotope.
- Die Waldmäntel aus den Bäumen und Sträuchern der Waldränder sind Elemente der Wälder und daher ebenfalls diesen anzuschließen.
- Häufig finden sich an Waldrändern aber auch Streifen von typischen Offenlandbiotopen (z. B. Kalkmagerrasen, Zwergstrauchheiden oder flächige Gebüschbestände), die anderen Obergruppen zuzuordnen sind. Dies gilt ebenso für Biotope langfristiger waldfreier Waldlichtungen (Moore, Waldwiesen u. a.).
- Die krautigen Waldsäume sind meist so schmal und mit den Waldmänteln verzahnt, dass sie keine separat abgrenzbaren Biotope darstellen. Bilden sie aber breite Streifen entlang der Außen- oder Innenränder, sollten sie – wie in den meisten vorliegenden Klassifikationen – den Gras- und Staudenfluren des Offenlands angeschlossen werden. Dafür sprechen die Vegetationsstruktur und die Ähnlichkeit des Arteninventars.

Weiterhin ist festzulegen, ob Wälder der subalpinen Stufe einer Obergruppe alpiner Biotope und ob Wälder der Meeresküsten einer Obergruppe von Küstenbiotopen zugewiesen werden. In 7.3 wurde erörtert, dass beide Alternativen Vor- und Nachteile haben. Daher ist eine pragmatische Orientierung an europäischen Vorgaben sinnvoll. Im niedersächsischen Kartierschlüssel bilden Wälder der Küstendünen bisher keine eigenen Typen. Sofern aber eine Obergruppe

von Küstenbiotopen gebildet bzw. beibehalten wird, sollten auch Wälder spezifischer Küstenstandorte (Dünen, Strandwälle und Steilküsten mit starkem Windeinfluss und salzhaltiger Gischt) dort eingeordnet werden.

#### 7.4.6.2 Kriterien für die Typisierung

Die Typisierung der Waldbiotope innerhalb der im vorigen Abschnitt angesprochenen Untergruppen erfolgt im Wesentlichen aufgrund von zwei Kriterien:

- **Standorte:** Wichtigste Standortmerkmale sind bei Wäldern der Wasserhaushalt sowie die Basen- und Nährstoffversorgung. Bei natürlichen Standorten sind Basen- und Nährstoffversorgung weitgehend mit einander korreliert. Kalkreiche Böden werden in der forstlichen Standortkartierung als gut, sehr basenarme als schlecht nährstoffversorgt eingestuft. Im Bergland sind außerdem Sonderstandorte wie Felschutt und Schluchten sowie die Höhenstufen von Bedeutung. Die Unterscheidung nach Standorten erfolgt bei der Biotopkartierung auf der Basis von Zeigerarten bzw. ökologischen Artengruppen. Wälder auf (graduell) verschiedenen Standorttypen, die sich im Arteninventar nicht deutlich unterscheiden, sind i. d. R. keine eigenen Biototypen. In besonderen Fällen kann bzw. sollte aber auch eine Unterscheidung unmittelbar nach Standortmerkmalen vorgenommen werden, wenn Zeigerarten (z. B. aufgrund Lichtmangel in bestimmten Altersphasen) fehlen.
- **Dominante Baumarten:** Bei naturnahen Wäldern sind die dominanten Baumarten mehr oder weniger standortbedingt. Nutzungsbedingt weicht die Baumartenzusammensetzung aber auf großen Teilen der Waldflächen von den natürlichen Verhältnissen ab. Die vorherrschenden Baumarten prägen durch ihre unterschiedlichen Eigenschaften die Strukturmerkmale des Biotops, beeinflussen die Standortbedingungen (v. a. durch die Eigenschaften ihrer Streu und den unterschiedlichen Beschattungsgrad) und haben spezifische Habitatsigenschaften (z. B. für Pilze oder monophage Insektenarten).

Die Klassifikation nach der Baumartenzusammensetzung hat den Vorteil, dass dieses Merkmal leicht anzusprechen, aus vorhandenen Forstdaten ableitbar und teilweise auch im Luftbild erkennbar ist. Bei naturnahen Wäldern sollte aber der Standort (als ursächliches Merkmal) vorrangiges Kriterium sein. Je stärker der anthropogene Einfluss ist, umso mehr stehen die dadurch geförderten Baumarten im Vordergrund.

Bei Waldgesellschaften, die typischerweise aus zwei oder mehreren Baumarten zusammengesetzt sind, sollten die Biototypen hinsichtlich dieses Merkmals weiter gefasst werden. Es ist z. B. wenig sinnvoll, einen seltenen und meist nur kleinflächig auftretenden Biototyp wie den Schluchtwald nach Baumarten in mehrere Typen aufzuteilen (z. B. Eschen-, Ahorn-, Ulmen- oder Buchen-Schluchtwald; vgl. 6.6.6). Beispiele für die Zusammenfassung von verschiedenen Baumartenkombinationen sind folgende Biototypen des niedersächsischen Kartierschlüssels (v. DRACHENFELS 2004):

- Erlen- und Eschenwald der Auen und Quellbereiche (Dominanz von Erle und/oder Esche möglich)
- Mesophiler Eichen- u. Hainbuchen-Mischwald: Dominieren können Eiche, Hainbuche oder Edellaubbaumarten wie Winter-Linde oder Esche (in Mischung mit Eiche und/oder Hainbuche).

Sinnvoll ist die Trennung der Wälder mit Buchendominanz von lichterem Eichen- bzw. Mischwäldern (vgl. z. B. ZACHARIAS 1996). Die Buchen- und Eichenwälder weisen auch aus faunistischer Sicht unterschiedliche Habitatsigenschaften auf (vgl. z. B. LÜTTMANN et al. 1987). Die dominanten Baumarten können als Zusatzmerkmal und/oder als Daten auf der Objektebene erfasst werden.

Als Fazit ist festzuhalten, dass die Typisierung der Waldbiotope auf einer Kombination der Kriterien „Standort“ und „dominante Baumart(en)“ aufbaut. Wälder extremer Standorte werden vorrangig nach Standorten (z. B. Auwälder), Wälder mittlerer Standorte (die meist stärker von Forstwirtschaft geprägt sind) stärker nach Baumarten differenziert (s.u.).

Bei Forsten aus standortfremden Baumarten ist zu diskutieren, ob diese pauschal als zwei Typen (Laub- und Nadelbaum-Forste) klassifiziert, oder ob sie in weitere Einheiten unterteilt werden, entweder nach Baumarten oder nach Standorten. Im niedersächsischen Schlüssel erfolgt die Typisierung nach den dominanten Baumarten (z. B. Douglasienforst). Dies hat zwei Vorteile: leichte Erkennbarkeit der Typen und Berücksichtigung bewertungsrelevanter Unterschiede der Baumarten (unterschiedliche Konkurrenzkraft bzw. Beeinflussung der Biozönose, unterschiedliche Möglichkeiten zur Umwandlung in naturnahe Bestockungen u. a.). Zweckmäßig wäre aber auch eine Untergliederung nach den wichtigsten Standorttypen, um die unterschiedlichen Entwicklungspotenziale zu verdeutlichen: z. B. „Forste fremdländischer Nadelbaumarten auf mittleren Silikatstandorten“, „Forste standortfremder Laubbaumarten auf Auenböden“. Bei starker Differenzierung der Standorte ergeben sich so allerdings vergleichsweise viele Typen, deren Differenzierung einen hohen Aufwand erfordert, wenn keine hinreichend genauen Standortkarten zur Verfügung stehen. Als Alternative kommt die Verwendung von Standorttypen als Überlagerungseinheiten oder die Verschneidung mit Standortkarten in Betracht.

Weitere für die Bewertung wichtige Merkmale von Waldbiotopen sind:

**Nutzungstypen:** In Deutschland können grob drei Kategorien unterschieden werden:

- Forstwirtschaftlich genutzte Hochwälder (die bei weitem überwiegende Zahl der Bestände)
- Ungenutzte „Naturwälder“: Da es keine wirklichen „Urwälder“ mehr gibt, sind dies entweder Bestände, deren Nutzung aufgegeben wurde oder die als Sekundärwälder zuvor waldfreier Standorte spontan entstanden sind.
- Relikte historischer Waldnutzungsformen (v. a. Nieder-, Mittel- und Hutewälder).

Diese Nutzungstypen sind gegenüber den Standorten und der Baumartenzusammensetzung als nachrangige Kriterien zu betrachten. Da sie sich mit vielen Waldgesellschaften überlagern, ist eine Typisierung als Zusatzmerkmal zweckmäßig.



Tab. 80: Typisierungsmatrix für Wälder

Typisierungskriterien für Wälder		
Kriterien		Merkmale / Gradienten
Standorte	Wasserhaushalt	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ sehr trocken bis morastig</li> <li>■ zeitweise überflutet (Aue)</li> </ul>
	Basen- und Nährstoffversorgung	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ sehr basen- und nährstoffarm bis kalkreich</li> </ul>
	Sonderstandorte	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Schluchten, Steilhänge, Felsschutthalden, Dünen u. a.</li> </ul>
	Höhenstufe	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ planar bis subalpin</li> </ul>
	klimatische Besonderheiten	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ wärmebegünstigte Standorte, Kaltluft-Standorte, subkontinental geprägte Naturräume u. a.</li> </ul>
	Alter des Waldstandorts	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ alter Waldstandort (in historischer Zeit immer bewaldet)</li> <li>■ zweite oder mehrere Waldgenerationen (zuvor waldfrei)</li> <li>■ erste Waldgeneration (zuvor waldfrei)</li> </ul>
	Dominante Baumarten	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Laubbäume: Buche, Eiche, Erle, Birke usw.</li> <li>■ Nadelbäume: Wald-Kiefer, Rot-Fichte, Douglasie usw.</li> </ul>
	Naturnähe der Baumarten-zusammensetzung	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ standortgemäße indigene Baumarten</li> <li>■ nicht standortgemäße indigene Baumarten</li> <li>■ regional nicht indigene Baumarten (z. B. Europäische Lärche in Norddeutschland, Fichte im Solling)</li> <li>■ fremdländische Baumarten (z. B. Douglasie)</li> </ul>
	Entstehung des Baumbestands	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Naturverjüngung</li> <li>■ Saat, Pflanzung</li> </ul>
	Altersstrukturtypen im Naturwald	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Verjüngungsphase</li> <li>■ Initialphase</li> <li>■ Optimalphase</li> <li>■ Terminalphase (Altersphase)</li> <li>■ Zerfallsphase</li> </ul>
	Altersstrukturtypen im Wirtschaftswald (mit schlagweiser Nutzung)	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Jungbestand</li> <li>■ Dickung</li> <li>■ Stangenholz</li> <li>■ geringes Baumholz</li> <li>■ mittleres Baumholz</li> <li>■ starkes Baumholz</li> </ul>
	Nutzungstypen	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Naturwald ohne Nutzung</li> <li>■ naturgemäßer Hochwald</li> <li>■ schlagweiser Hochwald</li> <li>■ Mittelwald</li> <li>■ Niederwald</li> <li>■ Schneitelwald</li> <li>■ Hutewald</li> </ul>

**Altersstadien (der Bäume):** Die Mehrzahl der Wirtschaftswälder weist eine mehr oder weniger deutliche Gliederung in Altersklassenbestände auf. Da insbesondere der Altholzanteil (als Minimumfaktor im Wirtschaftswald) für die Bewertung wichtig ist, sollten die Altersstadien als Zusatzmerkmale codiert werden. Sehr junge Waldbestände aus Aufforstung können meist nicht eindeutig einem bestimmten Waldtyp zugeordnet werden, so dass dafür allgemeine Typen von Laubwald- und Nadelwald-Jungbeständen zweckmäßig sind.

**Historische Kontinuität des Waldes:** Für die Ausprägung der Biozönose und damit für die Bewertung ist es von erheblicher Bedeutung, ob ein Wald kontinuierlich seit Jahrhunderten Wald ist, oder erst in den letzten Jahrzehnten (oder in den letzten 100-200 Jahren) durch Aufforstung oder Sukzession auf zuvor waldfreien Flächen entstanden ist (vgl. z. B. ZACHARIAS

1996). Auch dieses Kriterium ist aber besser auf der Ebene der Zusatzmerkmale abzubilden und nicht in allen Regionen gleichermaßen relevant.

Die Kriterien und Merkmale für die Typisierung von Wäldern sind in Tab. 80 zusammengefasst.

In Tab. 81 ist dargestellt, wie aufgrund der Kombination möglicher Merkmale Waldbiotypen deduktiv festgelegt werden können. Das dargestellte Beispiel zeigt, dass der niedersächsische Schlüssel (v. DRACHENFELS 2004) nur für einen Teil der Standorttypen eigene Buchenwaldtypen vorsieht, während die geringeren Standortunterschiede fakultativ durch Zusatzmerkmale gekennzeichnet werden können (z. B. f = feuchte, t = trockene, r = basenreiche Ausprägung).

Für jede real vorkommende Standortkombination sollten Zeigerartengruppen festgelegt werden, die (ggf. neben unmittelbar erfassten Standortmerkmalen) für die Ansprache der Typen heranzuziehen sind.

Tab. 81: Ökogramm für die Typisierung von Buchenwäldern nach dem niedersächsischen Kartierschlüssel (v. DRACHENFELS 2004, ohne geomorphologische Sonderstandorte)

Dominante Baumart: Buche ( <i>Fagus sylvatica</i> ), Höhenstufe: kollin bis submontan						
Wasserhaushalt ↓	Biotoptypen (Codierung nach niedersächsischem Kartierschlüssel)					
f8: Auenstandort	–	–	–	–	–	–
f7: morastig	–	–	–	–	–	–
f6: nass	–	–	–	–	–	–
f5: feucht*	–	(WLB.f)	(WMB.f)	(WMB.rf)	(WMK.f)	jeweils mit Zusatzmerkmal e
f4: mäßig feucht	–	WLB.f	WMB.f	WMB.rf	WMK.f	
f3: frisch	–	WLB	WMB	WMB.r	WMK	
f2: mäßig trocken	–	WLB.t	WMB.t	WMB.rt	WMK.t	
f1: sehr trocken	–	WDB	–	–	WTB	
Basen- und Nährstoffversorgung →	n1: sehr arm	n2: mäßig arm	n3: mittel	n4: gut	n5: kalkreich	sekundär eutrophiert

\* Buchenwälder deutlich feuchter Standorte (z. B. auf Gley) sind kaum vorhanden, meist Übergänge zu Eichenmisch- oder Auwäldern.

Beispiel aus Tab. 81: f3-4/n5: *Allium ursinum*, *Anemone ranunculoides*, *Corydalis cava* u. a.

Zusammenfassend betrachtet ist für die Klassifikation der Wälder zweckmäßig: Auf den oberen Hierarchiestufen werden – v. a. im Hinblick auf Luftbildauswertungen – Laubwälder (inkl. Laubholz-dominierte Mischwälder) und Nadelwälder (inkl. Nadelholz-dominierte Mischwälder) getrennt. Danach sind (im weiteren Sinne) standortgemäße, naturnahe bis halbnatürliche Waldtypen von Forsten aus nicht standortgemäßen Baumarten zu trennen. Die Wälder auf Extremstandorten (Moore, Auen, Schluchten u. a.) werden vorrangig nach ihren Standorten typisiert, die bei ihnen mehr oder weniger stark mit bestimmten Baumarten korreliert sind. Die mittleren Standorte werden zweckmäßigerweise in basenarme und basenreiche unterteilt und die entsprechenden bodensauren und mesophilen Wälder tieferer Lagen im Wesentlichen in Buchen- und Eichenmischwälder gegliedert. Die Subtypen werden nach Abstufungen der Wasser- und Basenversorgung typisiert. Im Gebirge sind die Höhenstufen und die davon abhängigen Baumartendominanzen vorrangige Kriterien.

Auf dieser Grundlage lassen sich die für die Kennzeichnung und Benennung der Typen wesentlichen Merkmale so zusammenfassen:

Merkmale:	Wasser-versorgung	Basen-versorgung	standörtliche Besonderheiten (K, G, S)	dominante Baumart(en)	Altersstrukturtyp	Nutzung
	feucht	basenreich	keine	Stieleiche Hainbuche	Altholzbestand	Mittelwald
Biotoptyp:	Eichen- und Hainbuchen-Mischwald feuchter, basenreicher Standorte Zusatzmerkmale: Altholz, Mittelwaldstruktur					

Nach den Merkmalen aus Tab. 58 kann für jeden Waldbiotoptyp die Bandbreite seiner Ausprägung gekennzeichnet werden (Beispiel Biotoptyp WCR nach v. DRACHENFELS 2004):

Biotoptyp:	Eichen- und Hainbuchen-Mischwald feuchter, basenreicher Standorte									
Typisierungskriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	4-5	6	4	0 (1-2)	0 (1)	0	g Eiche, Hainbuche (auch Esche, Winterlinde)	0-1	1-2	2, 4

für alte Stollen als künstliche Höhlen im anstehenden Gestein.

Zu diskutieren ist, ob neben den von Natur aus an der Oberfläche oder im tieferen Untergrund anstehenden Gesteinen auch Aufschüttungen aus gebietsfremdem Material und Bauwerke zu dieser Obergruppe gehören sollten. Dabei bestehen grundsätzlich drei Alternativen:

1. Alle Bauwerke sowie Deponien aus Fremdmaterial gehören zu einer eigenen Obergruppe der Siedlungsbereiche.
2. Nur Natursteinmauern werden den Offenbodenbiotopen zugeordnet, da sie meist aus örtlich anstehendem Gestein bestehen und die Übergänge zu Steinriegeln und Lesesteinhaufen fließend sind, ansonsten wie bei 1.
3. Alle Bauwerke werden mit den Gesteins- und Offenbodenbiotopen zusammengefasst. Dafür gibt es Argumente aus floristischer und faunistischer Sicht (z. B. Neststandorte einiger Vogel- und Hautflüglerarten sowohl in natürlichen Felsbereichen als auch an Gebäuden, Quartiere einiger Fledermausarten sowohl in natürlichen Höhlen als auch in Gewölben alter Bauwerke, Vorkommen einiger Moos- und Flechtenarten auf Felsen wie auf Mauern und Dächern).

Bewertungsfragen und die sehr unterschiedlichen Funktionen und Biotopkomplexe sprechen dafür, künstliche Standorte wie Bauwerke und Deponien gesondert zu klassifizieren. Mauern und Steinriegel in der freien Landschaft können aber ggf. den Offenboden-Biotopen angeschlossen werden. Aus niedersächsischer Sicht bietet sich dies allerdings weniger an als etwa in Ländern mit großflächigen Weinbergen, die maßgeblich von Natursteinmauern geprägt werden.

#### 7.4.7.2 Kriterien für die Typisierung

Da die Vegetation diese Biotope nicht oder nur wenig prägt, sind die **Standortmerkmale** für die Typisierung maßgeblich, also insbesondere die Gesteinsarten und deren chemisch-physikalische Eigenschaften sowie die Geomorphologie. In Abhängigkeit davon sind auch Wasser- und Strahlungshaushalt bedeutsam (insbesondere Unterscheidung trocken-warmer und feucht-kühler Standorte).

Zweites Kriterium ist die **Entstehung**. Im Hinblick auf Bewertungsfragen sollte auf eine konsequente Trennung natürlicher (z. B. Felsen) und anthropogener Ausprägungen (z. B. Steinbrüche) nicht verzichtet werden.

Zusatzkriterien bilden die Ausprägung der **Vegetation** (z. B. Vorkommen von Felsspalten-Gesellschaften) und die Ausprägung der **Zooönose** (bzw. die Habitatfunktion für bestimmte Tierarten/-gruppen).

In Tab. 82 sind die Kriterien für die Typisierung von Gesteins- und Offenbodenbiotopen zusammengestellt.

Die Gesteins- und Offenbodenbiotope nehmen oft nur sehr geringe Grundflächen ein. Aufgrund ihrer sehr eigenständigen Habitatfunktion sollten sie aber dennoch gesondert erfasst werden, auch wenn sie z. T. eher Biotopelemente als Biotoptypen sind. Dies gilt jedenfalls für Felsen, während Steinriegel oder offene Böschungen meist nicht gesondert abzugrenzen sind. Bei dieser Entscheidung spielen auch der gesetzliche Biotopschutz und die FFH-Lebensraumtypen eine maßgebliche Rolle. Die Erfassungs- bzw. Abgrenzungswürdigkeit anthropogener Gesteins- und Offenbodenbiotope hängt bei Kartierungen maßgeblich von ihrer faunistischen Bedeutung ab. Daher ist die Fauna als eigenes Kriterium aufgeführt. Auch die Vegetation dient weniger der Biotopkennzeichnung als der Bewertung konkreter Vorkommen. Allerdings stellen einschlägige FFH-Lebensraumtypen auf das Vorkommen bestimmter Pflanzengesellschaften ab (s. 6.3.3).

Tab. 82: Typisierungsmatrix für Gesteins- und Offenbodenbiotope

Typisierungskriterien für Gesteins- und Offenbodenbiotope		
Kriterien		Merkmale / Gradienten
Standorte, abiotische Strukturen	Gestein	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Kalkgestein, Gipsgestein</li> <li>■ basenreiches Silikatgestein, basenarmes Silikatgestein, Sandstein</li> <li>■ Sand, Lehm, Löss, Ton, Torf</li> <li>■ Salzgestein, Erzgestein/-schlacke</li> </ul>
	Relief	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Felswand, Klippe</li> <li>■ Blockhalde, Schutthalde</li> <li>■ Düne</li> <li>■ Abbruchkanten aus Lockergestein</li> <li>■ u. a.</li> </ul>
	Wasserhaushalt, Mikroklima	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ sonnenexponiert bis beschattet</li> <li>■ trocken bis nass</li> </ul>
	Entstehung	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ natürliche Entstehung</li> <li>■ anthropogene Entstehung</li> </ul>
Vegetationsstruktur		<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Gesteinsflechten und -moose</li> <li>■ Felsspalten-Vegetation</li> <li>■ Vegetation der Felsbänder und -köpfe</li> <li>■ Schuttflur-Vegetation</li> </ul>
Fauna		z. B. Fledermausquartiere, Uferschwalben-Kolonien
Nutzung		<ul style="list-style-type: none"> <li>■ keine</li> <li>■ Bodenabbau</li> <li>■ sonstiges</li> </ul>

Nach den Kriterien von Tab. 58 lassen sich Biotoptypen dieser Obergruppe nach folgendem Muster kennzeichnen:

Biotoptyp:	Natürliche, feucht-kühle Kalkfelsflur, mit Spaltenvegetation (außeralpin)									
Typisierungs-kriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	4	0 [4-6]	42	2-3	46	34	23 -	0	1-2	3

Die Definition von Fels- und Offenbodenbiotopen muss grundsätzlich Angaben zur Mindestgröße enthalten, z. B. die Mindesthöhe von Felsen (Q3).

Die wichtigsten Merkmale für die Typisierung von Gesteins- und Offenbodenbiotopen können folgendermaßen zusammengefasst werden:

Merkmale:	geomorphologische Struktur	Entstehung	Gesteinsart, Basenversorgung	Wasserversorgung, Kleinklima	Vegetation	Nutzung
	Felsen	natürlich	Kalk	Schatthang, luftfeucht	Felsspalten-Vegetation	keine
Bezeichnung:	Natürliche, feucht-kühle Kalkfelsflur, mit Spaltenvegetation (außeralpin)					

## 7.4.8 Äcker und andere Biotope landwirtschaftlicher und gartenbaulicher Kulturen

### 7.4.8.1 Kennzeichen und Abgrenzung der Obergruppe

Zu dieser Obergruppe gehören landwirtschaftliche Nutzflächen, die durch regelmäßige Bodenbearbeitung gekennzeichnet sind. Im Gegensatz zum Grünland weisen sie keine geschlossene Grasnarbe auf. Neben den Äckern und vergleichbaren gartenbaulichen Gemüse- und Zierpflanzenkulturen sollten hier auch die landwirtschaftlichen und gartenbaulichen Kulturen von Gehölzen (z. B. Flächen des Weinanbaus) eingeordnet werden, die in vielen Biotopschlüsseln den Gehölzen angeschlossen werden (z. B. RIECKEN et al. 2006). Für die Zuordnung zu den Gehölzbiotopen spricht die Wuchsform der Kulturpflanzen, für die Zuordnung zu den Äckern die regelmäßige Bodenbearbeitung und die sehr ähnliche Begleitvegetation. Außerdem haben diese Gehölze aufgrund ihrer intensiven Nutzung (u. a. regelmäßiger Rückschnitt, geringe Wuchshöhe) kaum spezifische Habitatfunktionen, die Gebüschern, Hecken oder Streuobstbeständen vergleichbar wären, wobei es natürlich fließende Übergänge zu extensiver genutzten Gehölzkulturen gibt. Insgesamt überwiegen die Gründe für eine Zusammenfassung mit den Äckern (vgl. z. B. auch Österreich, TRAXLER et al. 2005).

Weiterhin können hier auch die Beete von Grünanlagen und Hausgärten einbezogen werden, soweit sie nicht Komplextypen der Siedlungsbereiche zugeordnet werden (s. 7.4.9).

In der Klassifikation von Österreich (TRAXLER et al. 2005) werden außerdem Ackerraine und Ruderalfluren zur Obergruppe der Äcker und Weingärten gestellt. Dafür spricht der Zusammenhang im Biotopkomplex und dass ältere Ackerbrachen häufig Ruderalvegetation tragen. Dagegen sprechen die fehlende Nutzung und Bodenbearbeitung sowie die fließenden Übergängen zu anderen Gras- und Staudenfluren. Daher sollten die Ruderalfluren den Staudenfluren (s. 7.4.7) angeschlossen werden.

### 7.4.8.2 Kriterien für die Typisierung

Raumstruktur und dominante Pflanzenarten werden bei den Typen dieser Obergruppe von den angebauten Kulturpflanzen und damit unmittelbar durch die Nutzung bestimmt. Aufgrund dieser Kriterien können zwei Untergruppen differenziert werden: 1) Äcker und andere krautige, meist kurzlebige Kulturen sowie 2) ausdauernde Kulturen von Gehölzarten. Die weitere Untergliederung kann nach Kulturpflanzen und Standorten erfolgen.

Bei einjährigen Kulturen erscheint es aufgrund des vielfach häufigen Fruchtwechsels nicht sinnvoll, die Feldfrüchte als primäres Klassifikationskriterium zu verwenden. Im Hinblick auf die Ackerbegleitflora und das Biotopentwicklungspotenzial ist eine Gliederung nach Standorten zweckmäßig. Die Feldfrüchte sollten als fakultativ anzuwendende Zusatzmerkmale klassifiziert werden. So kann z. B. die gesonderte Erfassung von Maisäckern aufgrund ihrer spezifischen Biotop- und Landschaftsbild-Qualitäten für naturschutzfachliche und landschaftsplanerische Bewertungen von Interesse sein. Gartenbauliche Kulturen sowie Beete in Gärten und Grünanlagen sollten aufgrund der abweichenden Nutzung und Struktur von den Äckern als Typen getrennt werden.

Bei mehrjährigen Kulturen wie Wein- und Obstbau ist es zweckmäßig, die weitere Untergliederung zunächst nach den angebauten Gehölzen vorzunehmen (Wein, Beerensträucher etc.). Bei Weinkulturen ist neben dem Boden auch das Relief ein wichtiges Kriterium. Dabei sind zumindest drei Strukturtypen zu unterscheiden: 1) ebene bis schwach geneigte Flächen, 2) Großterrassen und 3) Kleinterrassen an Steilhängen. Die Terrassenhänge bzw. -mauern sind innerhalb dieser Biotopkomplexe jeweils gesondert zu typisieren.

Die Begleitvegetation aus „Unkräutern“ bzw. Ackerwildkräutern kann bei Äckern und anderen Kulturen (wie die einjährigen Kulturpflanzen) kein vorrangiges Typisierungsmerkmal sein, da auch sie starken Fluktuationen unterliegt, so dass ihre Erfassung im Rahmen von Biotopkartierungen nur eingeschränkt möglich ist. Sofern die Äcker und anderen Kulturen im Gelände näher untersucht werden, ist ihre Begleitvegetation aber ein vorrangiges Bewertungskriterium

Tab. 83: Typisierungsmatrix für Acker-, Wein- und Gartenbaubiotop

Typisierungskriterien für Acker-, Wein- und Gartenbaubiotop	
Kriterien	Skala/Gradient
Standorte	Bodenart <ul style="list-style-type: none"> <li>■ Sandboden</li> <li>■ Lehm-/Tonboden</li> <li>■ steiniger Kalkboden</li> <li>■ steiniger Silikatboden</li> <li>■ Torfboden</li> </ul>
	Basenversorgung <ul style="list-style-type: none"> <li>■ basenarm bis kalkreich</li> </ul>
	Wasserversorgung <ul style="list-style-type: none"> <li>■ trocken bis mäßig feucht, Überflutungsstandorte</li> </ul>
	Relief (v. a. Weinkulturen) <ul style="list-style-type: none"> <li>■ ebene bis schwach geneigte Anbauflächen</li> <li>■ Großterrassen</li> <li>■ Kleinterrassen an Steilhängen</li> </ul>
Kulturpflanzen / Nutzung	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Kulturen krautiger Pflanzen wie Wintergetreide, Sommergetreide, Mais, Hackfrucht (Zuckerrüben, Kartoffeln), Gemüse, Salat, Erdbeeren, Raps, Lein, Zierstauden u. a.</li> <li>■ Wein</li> <li>■ Beerensträucher</li> <li>■ Obstbäume (unterschiedliche Wuchsformen)</li> <li>■ Hopfen</li> <li>■ Baumschulen, Weihnachtsbaumkulturen</li> </ul>
Begleitvegetation	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ fehlt oder schlecht ausgeprägt (meist aufgrund Herbizideinsatz)</li> <li>■ mäßig ausgeprägt</li> <li>■ gut ausgeprägt (artenreich, standorttypisch)</li> </ul>

Nach den Kriterien von Tab. 58 können Biotoptypen dieser Obergruppe nach folgendem Muster gekennzeichnet werden:

Biotoptyp:	Kalkacker, Zusatzmerkmale: Wintergetreide, ohne Begleitvegetation									
Typisierungs-kriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	2 [3]	0 [6–8]	42	0 [2]	144	0	34	32	7	–
							Wintergetreide			

Die wichtigsten Merkmale für die Typisierung von Acker- und Gartenbaubiotopen können folgendermaßen zusammengefasst werden:

Merkmale:	Gestein, Bodenart, Basenversorgung	Wasserversorgung	Nutzung	Kulturpflanzen	Begleitvegetation
	steiniger Kalkverwitterungsboden	trocken bis mäßig frisch	Acker (intensiv)	Wintergetreide	keine
Bezeichnung:	Kalkacker, intensiv genutzt, ohne Begleitvegetation, Wintergetreide				

und zugleich ein Indikator für die Nutzungsintensität sowie – bei extensiver Nutzung – für die Standorte. Die Ausprägung der Begleitvegetation sollte – v. a. bei Äckern und Weinkulturen – in der Klassifikation berücksichtigt werden, wobei die Handhabung als dreistufiges Zusatzmerkmal am zweckmäßigsten erscheint (s. Tab. 83). Diese drei Stufen sollten standort- und naturraumbezogen durch Listen kennzeichnender Arten definiert werden.

#### 7.4.9 Biotopkomplexe der Siedlungs- und Infrastrukturbereiche

Wie bereits in den Kapiteln 3 und 6 angesprochen können Biotopkomplexe der Siedlungsbereiche einschließlich der Gewerbe- und Industrieflächen sowie der außerhalb von Siedlungen gelegenen Verkehrs- und sonstigen Infrastrukturbereiche grundsätzlich auf zwei verschiedene Weisen typisiert werden:

- Aufteilung in einzelne Biotoptypen aus Gebäuden, befestigten Flächen, Grünflächen u. a.
- Zusammenfassung zu komplexen Nutzungs- und Strukturtypen

Im Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen (v. DRACHENFELS 2004 und frühere Auflagen) werden beide Alternativen parallel angeboten. Dies ist grundsätzlich sinnvoll, um verschiedenen Kartierungszielen gerecht werden zu können. Bei Biotopkartierungen werden Siedlungen häufig ausgespart bzw. bilden einen zusammenfassenden Komplextyp, oder es werden nur größere Komplexe von Bauflächen und Grünanlagen differenziert. Das Biotoptypenkonzept erfordert aber – unabhängig von der tatsächlichen Umsetzung in der Praxis – zunächst einmal die Definition von homogenen Biotoptypen. In einem zweiten Schritt können sie dann zu Komplextypen aggregiert werden.

Die von Vegetation geprägten Biotopkomplexe der Siedlungs- und Infrastrukturbereiche können den in den vorhergehenden Abschnitten (7.4.1 – 7.4.8) behandelten

Obergruppen zugeordnet werden. Zusätzlich sollten Komplextypen der Grünanlagen klassifiziert werden. Die Biotope bzw. Komplexe der Gebäude und befestigten Flächen bilden eine eigene Kategorie (könnten aber auch den Gesteins- und Offenbodenbiotopen angegliedert werden, s. 7.4.7).

#### 7.4.9.1 Biotope der Bauwerke

Bauwerke bzw. bebaute Flächen entsprechen nicht dem allgemeinen Verständnis von Biotopen, haben aber (nicht nur für den Menschen) Habitatfunktionen, die – v. a. aus Sicht der Fauna – je nach Baumaterial vielfach mit Felsen, Höhlen oder überdimensionierten Baumstämmen vergleichbar sind. Sie können nach der Raumstruktur zunächst in (ausgeprägt dreidimensionale) Gebäude und befestigte Flächen unterteilt werden. Für Fragen von Naturschutz- und Landschaftsplanung sind folgende Eigenschaften von Bauwerken besonders relevant und daher bei der Typisierung zu beachten:

- Bauwerke als Habitate von schutzwürdigen Arten: Häuser sind Habitatkomplexe, deren Biotopfunktion im Wesentlichen von drei Elementen abhängt: 1) Dächer, 2) Wände bzw. Fassaden und 3) Innenräume. Bei anderen Hochbauten entfällt vielfach ein ausgeprägtes Dach (z. B. bei Masten oder Teilen von Industrieanlagen) oder ein Innenraum (z. B. Mauern). Als Biotope sind sie v. a. durch die Bauhöhe, die Bauform und die Baustoffe gekennzeichnet. Die abgrenzbaren Flächen werden im Wesentlichen von den Dächern oder sonstigen Oberflächen bestimmt. Straßen, Plätze und andere befestigte Flächen werden als Biotope v. a. durch die Baustoffe ihrer Oberfläche und durch ihre Nutzung gekennzeichnet. Beispiele für Bauwerke mit bedeutsamer Biotop- bzw. Habitatfunktion sind:
  - alte Dächer als Wuchsort von Flechten u. Moosen
  - alte Mauern als sekundärer Standort von Felsspaltenvegetation
  - Türme als Nistplätze von Wanderfalken
  - Dachböden, Bunker oder alte Keller mit Fledermaus-Quartieren
  - Pflasterflächen mit Vegetation oder Nistplätzen von Wildbienen in sandigen Ritzen
- Bauwerke mit besonderer (wertgebender) Bedeutung für das Landschafts- oder Ortsbild: Dies sind v. a. historische Gebäude und Ortsteile, die meist auch unter Denkmalschutz stehen (z. B. Burgen, alte Kirchen, Fachwerkhäuser). Gleichzeitig haben diese Gebäude aufgrund ihres Alters bzw. aufgrund traditioneller Bauformen vielfach auch eine besondere Habitatfunktion.
- Bauwerke, von denen nachteilige Auswirkungen auf die Umwelt ausgehen (Lärm, Strahlungen, Abgase, Gerüche, negative optische oder klimatische Wirkungen u. a.). Dazu gehören z. B. Fabriken, Großkraftwerke, Sendemasten.

Neben diesen drei vorrangig bedeutsamen Kategorien können aus landschaftsplanerischer Sicht ggf. noch die sonstigen Gebäude mit Funktionen für öffentliche Freizeitnutzungen (z. B. Stadien, Hallenbäder, Museen) hervorzuheben sein.

Abgesehen von diesen ökologischen und landschaftsplanerischen Aspekten müssen Details der Bauformen und Nutzungen nicht Gegenstand der Biotoptypisierung sein. Sobald es allerdings um weitergehende planerische Aussagen geht, sind zusätzliche Daten erforderlich (z. B. zur Qualität und Bevölkerungsstruktur von Wohngebieten), für die es aber andere Informationsquellen gibt. Besondere Nutzungsmerkmale sind aber vorwiegend auf der Ebene der Komplextypen relevant (s. 7.4.9.2).

Viele Bauwerke erfüllen im Prinzip nicht die Kriterien eines Biotops, sondern sind eher Biotopstrukturen oder haben keine nennenswerte Habitatfunktion (z. B. Windkraftwerke oder Hochspannungsleitungen). Sofern sie aber landschaftsplanerisch relevant sind, sollten sie in die Klassifikation integriert werden. Kleine Baustrukturen wie Zäune, Pflanzkübel oder Balkone sind keinesfalls als Biotope einzustufen und auch nicht Gegenstand der Biotopkartierung.

Verkehrsflächen und andere befestigte Flächen werden nach der Art der Befestigung und nach ihrer Nutzung typisiert. So können z. B. wassergebundene Decken von Wegen, Pflasterflächen oder Asphaltflächen von Straßen und Gleisschotter von Bahnanlagen unterschieden werden. Dabei ist auch der unterschiedliche Versiegelungsgrad von Bedeutung (s. 7.4.9.2).

Aus pragmatischen Gründen werden den Bauwerken i. e. S. auch (oberirdische) Deponien angeschlossen, sofern sie vegetationslos sind.

In Tab. 84 werden die Kriterien für die Typisierung von Gebäuden und befestigten Flächen zusammengestellt. Die Eigenschaften der Bauwerke bestimmen die Standortbedingungen einschließlich der Raumstruktur sowie ihre optische Wirkung. Sie werden ihrerseits von den Nutzungen bzw. Funktionen bestimmt, denen sie dienen. Emissionen, die von den Bauwerken bzw. ihrer Nutzung ausgehen, stellen einen besonderen Standortfaktor dar, der auch die Umgebung beeinflusst (s. o.). Die Vegetation ist hier i. d. R. weder strukturbildend noch standortprägend und daher überwiegend kein Typisierungskriterium. Vorwiegend bei (alten) Mauern kann der Bewuchs aber für die Klassifikation auf der Untertypen-Ebene relevant sein (s. auch folgender Absatz).

Da die meisten Bauwerke keine besondere, naturschutzrelevante Habitatfunktion haben, ist es im Hinblick auf selektive Erfassungen schutzwürdiger Biotope erforderlich, diejenigen Bauwerke typologisch hervorzuheben, die – insbesondere als Lebensräume für gefährdete Arten – bedeutsam sind. Deren Besonderheiten können als Zusatzmerkmale klassifiziert werden, die erhaltenswerte Vegetation (z. B. in Mauerfugen) oder Habitate von Tieren (z. B. Vögel, Fledermäuse, Hautflügler) an oder in Bauwerken kennzeichnen. Die Merkmale der Biozönose begründen hier keine eigenständigen Biotoptypen, sondern besondere qualitative Ausprägungen, die vielfach auch mit dem Alter oder Erhaltungszustand von Bauwerken verknüpft sind und die nur bei genauerer Untersuchung (die bei Biotopkartierungen i. d. R. nicht erfolgt) erkennbar ist. Dabei können bestimmte Strukturen von Bauwerken grundsätzlich als (potenziell) bedeutsame Habitate herausgestellt werden (z. B. Reetdächer, unverputztes Lehmfachwerk).

Tab. 84: Typisierungsmatrix für Biotope der bebauten Flächen

Typisierungskriterien für Biotope der bebauten Flächen		
Kriterien		Merkmale / Ausprägung
Standorte/Raumstrukturen	Raumstruktur (Form der Bauwerke)	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ befestigte Flächen</li> <li>■ Höhe der Gebäude bzw. Zahl der Stockwerke</li> <li>■ Anordnung der Gebäude (einzeln, in Reihen, in Blöcken u. a.)</li> <li>■ Struktur sonstiger Bauwerke (Brücken, Tunnel, Leitungsanlagen, Deponien etc.)</li> </ul>
	Substrat (Baustoffe)	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Dächer: Betondachsteine, Dachziegel, Schiefer, Reet, Kies usw.</li> <li>■ Fassaden/Mauern: Holz, Naturstein (Kalk/Silikat), Beton, Glas usw.</li> <li>■ Verkehrs- und sonstige Flächen: Asphalt, Betonpflaster, Kopfsteinpflaster, wasser-gebundene Decke usw.</li> </ul>
	Standorteigenschaften von Innenräumen	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ trocken-warme Innenräume (z. B. Dachböden)</li> <li>■ feucht-kühle Innenräume (z. B. Kellergewölbe)</li> </ul>
	Emissionen	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Lärm, Schadstoffe, Gerüche, Strahlungen</li> </ul>
Biozönose: besondere Bedeutung als Lebensraum von Pflanzen und Tieren		<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Vegetation: auf Dächern, in Mauerfugen, in Pflasterritzen</li> <li>■ Fauna: z. B. Nistplatz bestimmter Vogelarten, Fledermausquartier, Bruthabitat von Hautflüglern</li> </ul>
Nutzung / Funktion		<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Wohnen</li> <li>■ Landwirtschaft</li> <li>■ Religion (Kirchen, Klöster u. a.)</li> <li>■ Sehenswürdigkeiten/historische Gebäude (Burgen, Schlösser etc.)</li> <li>■ Verwaltung, Gewerbe, Industrie</li> <li>■ Sport, Freizeit</li> <li>■ Ver- und Entsorgung: Kläranlage, Umspannwerk, Deponie u. a.</li> <li>■ Verkehr: Weg, Straße, Bahnverkehr usw.</li> </ul>

Nach den Kriterien von Tab. 58 können Biotope dieser Obergruppe nach folgendem Muster typisiert werden:

Biotopbeschreibung:	Scheune mit Reetdach (mit Bewuchs aus Moosen und Flechten), Lehmfachwerk-Wänden und trocken-warmem Innenraum (Bruthabitat der Schleiereule)									
Typisierungskriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	0	0	0	0	Fläche, Dach: 62 Wände: 14 + 61	721	Fläche, Dach: 21 Wände: 0	912	8	–

Die wichtigsten Merkmale für die Typisierung von Gebäudebiotopen können so zusammengefasst werden:

Merkmale:	Raumstruktur (Form des Bauwerks)	Substrat der Oberfläche (bzw. des Dachs)	Substrat der Wände	Innenräume mit besonderer Habitatfunktion	Nutzung
	niedriges Einzelgebäude	Reet (Schilfstroh)	Lehmfachwerk	trocken-warm	Landwirtschaft (Scheune)
Bezeichnung des Typs:	Landwirtschaftliches Gebäude, Zusatzmerkmale: mit Reetdach, Lehmfachwerk-Wänden, trocken-warmem Innenraum				

Zusätzlich ist ggf. die besondere Habitatfunktion für bestimmte Tier- oder Pflanzenarten zu berücksichtigen.

Ein zweites Beispiel:

Merkmale:	Raumstruktur (Form des Bauwerks)	Substrat der Oberfläche (bzw. des Dachs)	Substrat der Wände	Nutzung	Vegetation	Innenräume mit besonderer Habitatfunktion
	Platz	wassergebundene Decke (Gemisch aus Kies, Sand und Lehm)	entfällt	Straßenverkehr (Parken)	keine	entfällt
Bezeichnung:	Parkplatz, Zusatzmerkmal: wassergebundene Decke					

Kennzeichnung gemäß Tab. 58:

Biotopbeschreibung:	Parkplatz mit wassergebundener Decke (vegetationslos)									
Typisierungskriterien:	W	T	B	K	S	G	V	N	E	Q
	0	0	0	0	Fläche, Dach: 144 Wände: –	0	Fläche, Dach: 0 Wände: –	953	8	–

Im Kontext von Bauwerken ergibt sich – offensichtlicher als bei den Biotoptypen der anderen Obergruppen – eine über engere Fragen des Naturschutzes hinausreichende Sichtweise des Biotopbegriffs. Er kann grundsätzlich – und hier besonders – auch im humanökologischen Sinne interpretiert werden (Habitateignung für den Menschen, verknüpft mit Fragen der menschlichen Gesundheit). Auch wenn der Biotop grundsätzlich als Lebensraum von Pflanzen und Tieren konzipiert ist, geben Aspekte des (vorrangig auf den Menschen ausgerichteten) Umweltschutzes Anlass, Biotope auch als Lebensräume bzw. Teilhabitats des Menschen zu betrachten (in biologischer und sozialer Hinsicht).

#### 7.4.9.2 Biotopkomplextypen der Siedlungs- und Infrastrukturbereiche

Siedlungs- und Infrastrukturbereiche sind mehr oder weniger kleinteilige Biotopkomplexe, die aus sechs Hauptkomponenten mit unterschiedlicher Naturnähe bzw. anthropogener Prägung bestehen (Natur-Kategorien nach KOWARIK 1999):

- 1) Gebäude
- 2) befestigte Flächen
- 3) Brachen bzw. Ruderalfluren („vierte Natur“)
- 4) Grünflächen („dritte Natur“)
- 5) Biotope land- und forstwirtschaftlich genutzter Flächen („zweite Natur“)
- 6) Restflächen naturnaher Landschaften („erste Natur“)

Die Biotope der Kategorien 3, 5 und 6 kommen auch bzw. schwerpunktmäßig außerhalb von Siedlungs- und Infrastrukturbereichen vor und sind – bei ausreichender Flächengröße – in Ortslagen ebenso als eigene Biotoptypen einzustufen wie in der freien Landschaft.

Gegenstand der Biotopkomplextypen der Siedlungs- und Infrastrukturbereiche sind somit vorwiegend die Komponenten 1, 2 und 4 (inkl. sehr kleiner Ruderalstandorte, z. B. an Straßenrändern).

Grundsätzlich können zwei Untergruppen von siedlungsspezifischen Biotopkomplexen unterschieden werden:

- Biotopkomplexe der größeren, überwiegend von Vegetation geprägten Grünflächen, die gesondert abgegrenzt werden (z. B. Parks, Friedhöfe).
- Biotopkomplexe der bebauten Bereiche (mit unterschiedlichen Anteilen eingestreuter Gärten und anderer kleinflächiger Grünanlagen). Für diese ist der Versiegelungsgrad in Abhängigkeit von der Bebauungsdichte, der Flächenbefestigung und dem Anteil von Vegetationsflächen ein wesentliches Kriterium, dass bei der Klassifikation auf der Ebene der Subtypen oder der Zusatzmerkmale zu berücksichtigen ist.

Die Grünflächen können einerseits nach ihrer Vegetationsstruktur unterteilt und den entsprechenden Obergruppen vegetationsbestimmter Biotoptypen zugeordnet werden (z. B. Rasenflächen zu den Grünlandbiotopen). Dies ist auf der Ebene homogener Biotope grundsätzlich methodisch konsequent. In der Praxis werden sie aber im Regelfall als Komplexe oder Teile von Komplexen erfasst (also z. B. 35 ha „Parkfriedhof“ und nicht etwa stattdessen: 10 ha Rasenflächen, 5 ha Ziergebüsche, 5 ha Altbaumbestände, 2 ha Beete, 1 ha Wege mit wassergebundener Decke, 1 ha Grabstätten usw.).

Für stadtoökologische Arbeiten hat sich die Klassifikation von Gebäudestrukturtypen sowie Nutzungs- bzw. Funktionstypen von Freiflächen, Verkehrsflächen sowie Ver- und Entsorgungsflächen bewährt, da diese mit spezifischen Habitateigenschaften für Flora und Fauna, Eigenschaften der Umweltmedien Boden, Wasser und Luft sowie humanökologisch-sozialen Plankriterien korreliert sind (vgl. AG „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ 1993).

Die Flächennutzung ist derjenige Faktor, der im besiedelten Bereich nahezu alle übrigen Ökofaktoren beeinflusst (SCHULTE & VOGGENREITER 1986: 276). Um den Anforderungen an eine Biotoptypisierung gerecht zu werden, sollten aber keine reinen Nutzungstypen, sondern – wie in den meisten der vorliegenden Klassifikationen – Nutzungsstrukturtypen festgesetzt werden. Ein Typ wie „Geschlossene Blockrandbebauung“ kennzeichnet innerhalb der Funktion „Wohnbauflächen“ zusätzlich besondere Standortmerkmale, die für die Biotopqualität und weitere planerische Fragen relevant sind. Dagegen ist ein Typ „Sportplatz“ zwar für die meisten Kartierungszwecke eine hinreichende Qualifizierung, sagt aber über die konkrete Ausprägung des Biotops wenig aus. Hier würde sich als Grundlage für genauere Analysen eine weitere Spezifizierung nach Nutzungs- und Pflegeintensität sowie Oberflächenausprägung (Rasen, wassergebundene Decke, Kunststoff etc.) anbieten.

Um ein Mindestmaß an Aussage zur Qualität der Siedlungsbereiche zu erzielen, ist anzustreben, dass jedes Polygon eines bebauten Stadt- oder Dorfquartiers anteilig mindestens zwei Typen zugeordnet wird: einem Typ der Gebäudekomplexe (z. B. Einfamilienhaus-Gebiet) und einem Typ der Grünflächen (z. B. Hausgärten mit Großbäumen).

Tab. 85 listet die Kriterien auf, die für die Typisierung von Biotopkomplexen der Siedlungsbereiche und Infrastrukturfächen relevant sind (vgl. auch 7.4.9.1).



Tab. 85: Typisierungsmatrix für Biotopkomplexe der Siedlungs- und Infrastrukturbereiche

Typisierungskriterien für Biotopkomplexe der Siedlungs- und Infrastrukturbereiche		
Kriterien		Merkmale / Ausprägung
Standorte / bauliche Strukturen	von Gebäuden geprägt	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Höhe, Dichte und Anordnung der Bebauung</li> </ul>
	von befestigten Flächen geprägt	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Baustoffe und Art der Befestigung (z. B. Pflaster, Asphalt)</li> </ul>
	von Vegetation geprägt	s. Vegetationsstrukturen
	Versiegelungsgrad	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Wasserdurchlässigkeit der Oberfläche</li> </ul>
	Emissionen	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Lärm, Schadstoffe, Gerüche, Strahlungen</li> </ul>
Vegetationsstrukturen		<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Rasen, Blumenbeete, Bodendeckerflächen, niedrige Gebüsche, hohe Gebüsche, alte Baumbestände u. a.</li> <li>■ vegetationslose Flächen und Gebäude</li> </ul>
Nutzungen		<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Wohnen, Gewerbe, Industrie, Versorgung, Entsorgung, Freizeit/Sport, Friedhöfe, Verkehr u. a.</li> </ul>

Auf der Grundlage dieser Kriterien und ihrer Bedeutung für Naturschutz- und Landschaftsplanung können Biotopkomplexe der Siedlungen und Verkehrsflächen nach diesem Schema typisiert werden:

Merkmale:	Vegetationsstrukturen	bauliche Strukturen	Nutzung	Emissionen	Versiegelung
	kleine Hausgärten (v. a. mit Rasen, Beeten und niedrigen Gehölzen)	dichte Bebauung aus ein- bis zweigeschossigen Einzel- und Reihenhäusern, Wegen, Straßen			
Anteil:	40 %	60 %			
Bezeichnung:	Verdichtetes Einzel- und Reihenhausesgebiet				

# 8 Entwurf einer optimierten Klassifikation der Biotoptypen Niedersachsens

## 8.1 Erläuterung der Klassifikation

### 8.1.1 Prinzipien

Ausgehend von den in Kapitel 7 aufgeführten Grundsätzen und Typisierungskriterien wurde die Klassifikation der Biotoptypen Niedersachsens (v. DRACHENFELS 2004, im Folgenden als „Kartierschlüssel“ bezeichnet) mit dem Ziel einer methodischen Optimierung überarbeitet. Dabei wurden zwei in der Praxis wichtige Kriterien nachrangig behandelt:

- Kontinuität der Typisierung gegenüber den bisherigen Versionen niedersächsischer Kartierschlüssel.
- Kompatibilität zu den FFH-Lebensraumtypen sowie zu den Einheiten des gesetzlichen Biotopschutzes (§ 30 BNatSchG, § 28a NNatG).

Bei einer Neuauflage des „Kartierschlüssels für Biotoptypen in Niedersachsen“ müsste diesen beiden Aspekten selbstverständlich maßgebliche Bedeutung beigemessen werden. Hier wurde dagegen ein „idealtypischer“ Ansatz verfolgt. Übernommen wurde, was den methodischen Anforderungen genügt und sich auch in der Praxis bewährt hat. Verändert wurde, was im Vergleich zu anderen Klassifikationen (s. Kap. 6), aus grundsätzlichen Überlegungen oder aufgrund von Erfahrungen bei Kartierungsarbeiten verbesserungsbedürftig erschien.

Die gesetzlich geschützten und die in Anh. I der FFH-Richtlinie enthaltenen Typen beruhen, wie in Kap. 6 erläutert wurde, auf einer heterogenen Klassifikation und sind daher als Vorgabe für eine systematisch kohärente Klassifikation von Biotoptypen ungeeignet. Das bedeutet insbesondere, dass FFH-Lebensraumtypen, die abweichend vom Biotoptypenkonzept eng an Pflanzengesellschaften ausgerichtet sind, hier nicht bzw. nur modifizierter Form berücksichtigt wurden.

Grundsätzlich ist aber die Einbindung in internationale (globale bzw. europäische) Klassifikationen anzustreben. Daher wurden Obereinheiten (Haupt-, Ober- und Untergruppen) gebildet, die sich – soweit wie es sinnvoll erschien – an der Klassifikation von EUNIS (DAVIES et al. 2004) für Europa (s. 6.3.2) orientieren.

Ihre Reihenfolge folgt ebenfalls weitgehend EUNIS (1. Küste, 2. Gewässer des Binnenlands usw.).

Starkes Gewicht wurde auf die Benutzerfreundlichkeit gelegt. Ziel einer anwendungsorientierten Biotopklassifikation sollte sein, diese so übersichtlich wie möglich zu gestalten und die Komplexität der Hierarchie auf das unbedingt Erforderliche zu begrenzen. Daher wurde das mit einer durchgehenden Codierung versehene Grundgerüst der Klassifikation auf drei Hierarchiestufen begrenzt. Eine vierte Hierarchiestufe ist optional und wurde nur in einzelnen Fällen beispielhaft ausgefüllt, vorwiegend auf der Basis dominanter Pflanzenarten. Grundsätzlich soll diese Stufe aber lokalen Untereinheiten vorbehalten bleiben. Zusätzliche Untergruppen haben eine eigene Codierung, die von derjenigen der Kartiereinheiten getrennt ist. Sie dienen vorrangig der Gliederung und der besseren Vergleichbarkeit mit übergeordneten Klassifikationen, könnten aber ggf. auch zu vorläufigen Zuordnungen bei Luftbildauswertungen verwendet werden. Außerdem wurden die erste und die dritte Hierarchiestufe auf jeweils 9 Klassen beschränkt (Nr. 1 bis 9).

Um einerseits die Komplexität der Hierarchie zu begrenzen, andererseits aber die Möglichkeit für differenzierte Typisierungen zu eröffnen, wurde das Prinzip des Kartierschlüssels beibehalten, bestimmte Eigenschaften als „Zusatzmerkmale“ zu klassifizieren, die nach dem Baukastenprinzip zugeordnet werden können (s. Tab. 86). Es handelt sich um Parameter, die entweder nur mit höherem Bearbeitungsaufwand zuverlässig zuzuordnen sind (z. B. genauere Standortangaben), die bei sehr vielen Typen gleichermaßen relevant sind (z. B. bestimmte Nutzungen wie Beweidung) oder die lediglich bestimmte Entwicklungsstadien von Biotoptypen kennzeichnen (z. B. Altersstadien). Sie können grundsätzlich den Kategorien aller Hierarchiestufen angehängt werden.

Außerdem wurde das Prinzip der „Überlagerungseinheiten“ aus der Kartieranleitung von Mecklenburg-Vorpommern (KARL 1998) übernommen, um besondere Standortkomplexe zu verschlüsseln (s. 8.1.3). Auf diese Weise können Geotope und kulturhistorisch bedeutsame Strukturen, die für die Bewertung von

Tab. 86: Gliederungsprinzip der Klassifikation

Hierarchiestufen	Beispiele		
Obergruppe	Wald		
Untergruppe 1. Ordnung	Laubwälder (sommergrün, gemäßigte Klimazone)		
Untergruppe 2. Ordnung	Naturnahe Buchenwälder mäßig trockener bis mäßig feuchter Standorte		
Haupttyp	Mesophiler Buchenwald		
Untertyp 1. Ordnung	Mesophiler Kalkbuchenwald		
Untertyp 2. Ordnung	<i>optional</i>		
Varianten (Zusatzmerkmale)	Standortvariante	Nutzungsvariante	Struktur- oder Entwicklungsvariante
	trockene Ausprägung	Niederwald	Altholz
Überlagerungseinheiten	Erdfall/-komplex		

Biotopen relevant sind, berücksichtigt werden, ohne das Biotoptypenkonzept mit Kategorien anderer Fachgebiete zu überfrachten. Es handelt sich zunächst um eine provisorische Grobgliederung. Die für die Biotopkartierung wichtigsten dieser Kategorien sind vorerst (als Alternative) außerdem als Zusatzmerkmale aufgeführt.

Die Namen der Typen und Obereinheiten wurden so formuliert, dass sie möglichst eindeutig die für die Typisierung maßgeblichen Eigenschaften der jeweiligen Einheit ansprechen. Dabei ist immer ein Kompromiss zwischen Genauigkeit und der nötigen Begrenzung der Textlänge erforderlich. I. d. R. wurden die Namen der Typen auf Kombinationen aus zwei bis drei, maximal bis zu fünf Substantiven und Adjektiven beschränkt.

Die Erläuterungen zu den einzelnen Typen beschränken sich überwiegend auf Sachverhalte, die nicht in den Definitionen und Hinweisen des Kartierschlüssels enthalten sind. Sie können und sollen an dieser Stelle nicht die ausführlichen Definitionen einer Kartieranleitung ersetzen.

Die Klassifikation enthält auch Biotoptypen, deren Vorkommen erloschen sind. Diese werden durch Kurzschrift hervorgehoben.

### 8.1.2 Codierung der Typen

Jeder Typ hat eine Kennziffer, die als Gliederungsnummer die Position in der Hierarchie angibt. Diese besteht aus bis zu vier Zahlen, von denen nur die zweite zweistellig ist. Die erste Ziffer steht für die Obergruppen 1 bis 9. Die zweite Zahl gibt die Obereinheit des Biotoptyps (Haupttyp), die dritte und vierte seine Untertypen erster und zweiter Ordnung an. Grundsätzlich ist die Erfassung der Untertypen anzustreben, da nur diese eine aussagekräftige Bewertung auf der Typusebene zulassen.

Für die praktische Arbeit erhält jeder Typ einen – gegenüber Zahlencodes – besser einprägsamen und kürzeren Code aus Großbuchstaben. Der Erste steht für die Obergruppe bzw. eine Ober- oder Untergruppe. Der Zweite kennzeichnet die Obereinheit des Biotoptyps, der Dritte und Vierte die Untertypen erster und zweiter Ordnung.

Das bewährte Prinzip möglichst sinnfälliger Buchstabencodes wird beibehalten, lässt sich aber wegen der begrenzten Zahl von passenden Buchstaben nicht vollständig durchhalten. Die Buchstaben X und Y bezeichnen grundsätzlich anthropogene bzw. beeinträchtigte Ausprägungen, für die allerdings zusätzlich weitere Buchstaben verwendet werden müssen. Untertypen für „sonstige Ausprägungen“ erhalten meist ein „S“ oder (falls dies für einen anderen Untertyp vergeben wurde) ein „Z“.

Weiterhin ist die Angabe von bis zu drei Zusatzmerkmalen möglich, die durch Kleinbuchstaben oder Zahlen codiert sind. Die Attribute der drei Spalten für Zusatzmerkmale (s. 8.2) können frei kombiniert werden; innerhalb einer Spalte ist nur jeweils ein (das am besten zutreffende) Merkmal zulässig. Die Codes der drei Spalten überschneiden sich nicht; d.h. bei jeder zugehörigen Einheit bedeutet ein bestimmtes Zeichen eine bestimmte Eigenschaft.

Daneben sollten bei Biotoptypen, die grundsätzlich naturschutzwürdig sind, unterschiedliche Qualitäten erfasster Biotope durch „+“ und „-“ gekennzeichnet werden (vgl. 4.3.3, Erhaltungszustand):

- + = besonders gute Ausprägung (struktur- bzw. artenreich, intakt)
- = schlechte Ausprägung (struktur- bzw. artenarm, beeinträchtigt)

Biotope ohne diese Zusätze sind bezogen auf den jeweiligen Typ durchschnittlich ausgeprägt. Diese Bewertung ist objekt-, nicht typusbezogen.

Es bestehen folgende Möglichkeiten von Codierungen:

**KVQ s11-** : Biotoptyp mit Zusatzmerkmalen: Dreistelliger Buchstabencode und bis zu drei Zusatzmerkmale sowie eine objektbezogene Bewertungsangabe. Dieses Beispiel bedeutet: Quellerwatt (KVQ) aus sandigem Substrat (s), mit Lahnungen/Buhnen (l) und Vegetationsdeckung < 10 % (1) in schlechter Ausprägung (-).

**WCK (WMK)**: Biotoptyp mit Anklängen an einen anderen (Nebencode). Um Entwicklungen zu verdeutlichen, können die Nebencodes für folgende Fälle gekennzeichnet werden:

- **GMA (>GIT)**: Biotoptyp in Entwicklung zu einem anderen (Nebencode)
- **GMF (<GNR)**: Biotoptyp mit Relikten eines anderen (Nebencode), aus dem er sich (mutmaßlich) entwickelt hat

**WZF [WMK]**: Genauere Kennzeichnung eines Biotoptyps durch Angabe des potenziellen natürlichen Biotoptyps auf dem jeweiligen Standort (in diesem Beispiel ein Fichtenforst auf Standort eines Mesophilen Kalkbuchenwalds). Stattdessen ist auch die Angabe eines Standorttyps möglich, der der genauesten verfügbaren Boden- bzw. Standortkarte entnommen oder bei der Biotopkartierung ermittelt wird. Diese Möglichkeit ist vorrangig für Waldtypen, die von der pnV abweichen, relevant.

**WZF/WMK**: Komplex aus zwei Biotoptypen innerhalb einer Fläche, denen in der Datenbank bzw. Attributtabelle %-Anteile zugeordnet sind.

### 8.1.3 Erläuterungen der Einheiten

#### Obergruppe 1: Meeres- und Küstenbiotope

Die erste **Untergruppe 1-1** bilden die ständig oder täglich bei Hochwasser von Meer- oder Brackwasser bedeckten Biotope des Küstenmeeres und der äußeren Ästuare (Sub- und Eulitoral).

Die Klassifikation beginnt mit dem Sublitoral, trennt in Küstenmeer und Brackwasser-Ästuare. Die Untertypen des Küstenmeeres werden nach Wassertiefe und Eigenschaften des Meeresgrundes abgegrenzt, die spezielle Daten bzw. Untersuchungen voraussetzen. Sie umfassen jeweils das Benthos und die darüber liegende Wassersäule (Pelagial).

Es folgt das Eulitoral (Wattflächen). Weil die Salzgehalte teilweise kleinräumig wechseln und diese im Rahmen der Biotopkartierung nicht unmittelbar zu beurteilen sind, werden vegetationsloses Salz- und Brackwasserwatt erst auf der Untertypen-Ebene getrennt. Bei Vegetationstypen der Wattflächen, die sowohl im Küstenwatt mit seinen verschiedenen Salzgehalten als auch im Brackwasserwatt der Ästuare

vorkommen, wird auf eine Unterscheidung der Typen in Salz- und Brackwasserwatt verzichtet.

Die Sedimenttypen werden – wie beim Sublitoral – als Zusatzmerkmale verwaltet. Dies gilt auch für Besonderheiten der Biozönosen und den Deckungsgrad der Wattvegetation.

Die Süßwasser-Tidebereiche sind nun konsequent insgesamt den Gewässern des Binnenlands zugeordnet (im bisherigen Kartierschlüssel nur das Sublitoral, s. 7.4.1).

Zur Untergruppe 1-1 werden neben den mit den Wattflächen verbundenen Prielen auch alle naturnahen Salz- und Brackwasser-Stillgewässer im Einflussbereich des Meeres gestellt, da diese eng mit Wattflächen und Prielen verbunden sind.

Die **Untergruppe 1-2** umfasst die Biotoptypen der Salzmarsch. Dabei wird die überwiegend übliche, aber unscharfe Bezeichnung „Salzwiesen“ für die mehr oder weniger niedrigwüchsigen Vegetationstypen beibehalten, denen die Brackröhrichte gegenüber gestellt werden. Die Salzwiesen werden nach dem Gradienten des Salzwassereinflusses von der unteren bis zu obersten, nur noch von Sturmfluten erreichten Zone gegliedert. Daneben stehen aufgrund abweichender Standortverhältnisse und Artenkombinationen die Strandwiesen und die Ästuar-Salzwiesen. Die Quecken- und Distelfluren sowie Strand- und Spießmeldenfluren der Salz- und Brackmarsch unterscheiden sich aufgrund nährstoffreicherer Standorte und abweichender Struktur und Artenzusammensetzung. Auf der vierten Stufe der Hierarchie werden Untereinheiten angefügt, um die Kompatibilität zu den Vegetationstypen des Trilateralen Wattenmeer-Monitorings (TMAP) (vgl. ESSINK et al. 2005) zu verbessern, allerdings nur in dem Umfang, wie dies im Rahmen von Biotopkartierungen praktikabel erscheint.

**Untergruppe 1-3** beinhaltet die „Xeroserie“ und die „Hydroserie“ (POTT 1995b), von den Stränden bis zu den Wäldern der trockenen Dünen und der feuchten Dünentäler. Neben den idealtypischen Ausprägungen in Abhängigkeit von Salzeinfluss, Basen- und Wasserversorgung werden weitere Typen ausgeschieden, die u.a. Sukzessionsstadien eutrophierter Standorte und Neophytenbestände umfassen. Die Wälder der Küstendünen werden hier (anders als im Kartierschlüssel) aufgrund ihrer spezifischen Standortbedingungen und Struktur (stark vom Wind geformte Buschwälder) ebenfalls als Küstenbiotope klassifiziert. Aufgrund ihrer geringen Wuchshöhe werden sie mit den Gebüschern zu einem Haupttyp zusammengefasst.

Die **Untergruppe 1-4** bilden diverse anthropogene Typen, die küstenspezifische Merkmale aufweisen.

Alle übrigen, nicht oder wenig küstenspezifischen Biotope der Inseln und der Festlandsküste – wie Grünland, limnische Gewässer und Siedlungsbereiche der Binnendeichsflächen – sind Teil der anderen Obergruppen.

## **Obergruppe 2: Gewässer des Binnenlands**

Die erste **Untergruppe 2-1** umfasst die Fließgewässer einschließlich der Quellen, Gräben und Kanäle (vgl. 7.4.2). Vorrangige Typisierungskriterien sind bei den Quellen, Bächen und Flüssen die Struktur und ihre Naturnähe.

Die Quellen werden gemäß der limnologischen Klassifikation nach ihrer Morphologie gegliedert. Dabei wird der Typ der Linearquelle ergänzt.

Außerdem werden die Kalktuff-Quellbäche aufgrund ihrer besonderen Qualität gesondert klassifiziert, auch weil Kalktuffquellen ein prioritärer FFH-Lebensraumtyp sind. In Niedersachsen finden sich die meisten Kalktuffbildungen nicht im unmittelbaren Quellbereich, sondern erst im anschließenden Übergang zwischen Krenal und Rhithral. Daher ist ein gesonderter Typ zweckmäßig.

Eine Differenzierung der Quellen nach dem Substrat erscheint aus niedersächsischer Sicht nicht erforderlich, nicht zuletzt aufgrund der sehr geringen Größe der Quellgewässer (s. 7.4.2.2).

Die Wasserqualität (Trophie, Basenversorgung, Salzgehalt) wird durch Zusatzmerkmale gekennzeichnet, da diese Eigenschaften gleichermaßen verschiedene naturnahe und ausgebaute Quell- und Bachtypen betreffen und da diese Merkmale im Rahmen der Biotopkartierung nicht immer anhand der Vegetation und Umgebung sicher beurteilt werden können.

Ergänzt wird der geomorphologische Typ der Bachschwinde, der im Kartierschlüssel bisher nur als Zusatzmerkmal aufgeführt ist. Es handelt sich quasi um das Gegenteil einer Quelle; d.h. hier verschwindet ein Bach im Untergrund, in den meisten Fällen innerhalb eines Erdfalls. Es erscheint daher konsequent, diese Ausprägung ebenso wie die Quellen in der Klassifikation zu berücksichtigen, auch wenn ihr vorerst keine spezifische Biozönose zugeordnet werden kann. Bachschwinden stehen vielfach mit Höhlenbiotopen in Verbindung, in denen sich das Gewässer unterirdisch fortsetzt, und sind somit zugleich Indikatoren für das Vorkommen von Höhlengewässern.

Bei den Bächen und Flüssen wird die übliche Zweiteilung in Bäche und Flüsse beibehalten, die Grenze aber gegenüber den bisherigen Kartierschlüsseln in Niedersachsen auf 10 m Breite erhöht. Die weiteren Breitenklassen der Fließgewässer werden nur als Zusatzmerkmale eingeordnet, da die Klassifikation andernfalls in Kombination mit den als vorrangig eingestuften Kategorien des Ausbaugrads zu unübersichtlich werden würde. So können den Bächen und Flüssen jeweils drei Breitenklassen zugeordnet werden.

Die naturnahen sowie die mäßig ausgebauten Bäche und Flüsse werden nach ihrer Lage im Bergland (inkl. Hügelland mit Festgestein), im Tiefland (inkl. Ebenen der Lössbörden) und in der Marsch sowie nach ihrem Substrat klassifiziert. Die Gliederung nach dem Sohlsubstrat ist praktikabler (weil im Gelände eindeutig zu beurteilen) als die Ausrichtung auf die limnologischen Einheiten (Rhithral etc.). Gegenüber den leitbildbezogenen Klassifikationen, die bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie entwickelt wurden (s. 7.4.2.3) ist dieser Ansatz etwas vereinfacht, da idealtypische Ausprägungen in der Realität kaum vorkommen (v.a. wegen Ausbau und anthropogenem Eintrag von Feinsedimenten). Stark ausgebaute Fließgewässer sind so überformt, dass eine Differenzierung nach Substrat entbehrlich erscheint.

Jedem Haupttyp wird ein zusätzlicher Subtyp für Staustrecken zugeordnet, aus zwei Gründen:

- 1) Auch die Staustrecken sollen nach der Naturnähe der Uferstrukturen differenziert werden.
- 2) Da die Untertypen der naturnäheren Fließgewässer nach dem Substrat gegliedert werden, müssen die Staustrecken gesondert klassifiziert werden, da sie sich von den anschließenden Abschnitten vielfach durch

die Sedimentation von Feinsubstrat unterscheiden.

Der ergänzte Subtyp „Bachartiger Umfluter“ (2.06.9) ist ein Beispiel für eine Einheit, die induktiv ergänzt wurde, da die in den letzten Jahren vermehrt gebauten, naturnah gestalteten bachartigen Umgehungen von Flusswehren (z. B. an der Leine in Hannover) zu keinem der anderen Typen passen.

Den Flüssen werden – wie angesprochen – auch die Biotope des Süßwasserwatts angeschlossen sowie konsequenterweise ebenso die trockenfallenden Uferzonen der nicht tidegeprägten Flüsse. Letztere erreichen allerdings nur an sehr großen Flüssen (v.a. Mittelbe) eine Ausdehnung, die eine Abgrenzung als eigene Biotopflächen ermöglicht. Ergänzt werden temporäre bzw. episodische Bachläufe (als Pendant zu den Tümpeln bei den Stillgewässern), auch wenn sie in der Biotopkartierungspraxis bisher kaum erfasst werden. Sie sind von Bächen zu unterscheiden, die regelmäßig über längere Zeit Wasser führen und nur in längeren Trockenperioden austrocknen (Zusatzmerkmal t).

Merkmale der Wasserqualität (vgl. Quellen), der Wasservegetation und andere Parameter werden als Zusatzmerkmale klassifiziert. Das Merkmal der Beschattung von Bächen und kleinen Flüssen (das im Kartierschlüssel von Brandenburg hervorgehoben wird, vgl. LUA BRANDENBURG 2007) erscheint typologisch nachrangig, da es mit der Breite und den Kontaktbiotopen (Wald bzw. Gehölzsaum oder Offenland) der Fließgewässer korreliert ist.

Da bei Gräben eine Unterteilung nach Substrat und Naturnähe entfallen kann, werden sie vorrangig nach ihrem Stoffhaushalt gegliedert. Weil die meisten Gräben in landwirtschaftlichen Nutzflächen liegen und daher nicht oder wenig beschattet sind, kann die Wasservegetation als Indikator für dieses Merkmal herangezogen werden. Die Vegetationsstruktur bzw. die dominanten Arten können fakultativ Kriterien der vierten Hierarchiestufe sein. Dieses Prinzip wird beispielhaft bei dem vorherrschenden Typ der nährstoffreichen Gräben vorgestellt.

Bei den Stillgewässern der **Untergruppe 2-2** wird die Unterteilung in Kleingewässer und größere Gewässer (vgl. v. DRACHENFELS 2004) aufgegeben, da sie auf einer Vorgabe des § 28a NNatG beruht (s. 5.5), die nicht den aktuellen Vorgaben von § 30 BNatSchG entspricht, der naturnahe Gewässer unabhängig von ihrer Größe schützt. Auf eine starke Differenzierung der Verlandungsbereiche (bisher VE, VO) kann aus diesem Grund ebenfalls verzichtet werden. So wird die Klassifikation erheblich gestrafft. Altarme mit direktem Anschluss an den Fluss und abgetrennte Altwässer werden zusammengefasst, da es diverse Zwischenformen gibt, die durch Gräben oder Rohre angeschlossen sind.

Da in Niedersachsen fast alle großen Seen natürlicher Entstehung sehr flach sind und daher limnologisch Weiher darstellen, sind gesonderte Typen für (tiefe) Seen hier nicht erforderlich. Außerdem kann die Tiefe im Rahmen der Biotopkartierung nicht abgeschätzt werden, so dass sie nur ein fakultatives Zusatzmerkmal bildet (bei Baggerseen liegen entsprechende Angaben meist nicht vor).

An erster Stelle erfolgt eine Aufteilung in naturnahe und nicht naturnahe Stillgewässer. Bei den naturnahen Stillgewässern wird die Zweiteilung in nährstoffarme (dys-, oligo-, mesotrophe) und nährstoffreiche (eu- bis polytrophe) Typen beibehalten, da die

einzelnen Trophiestufen aufgrund der vielen Übergangsformen in der Biotopkartierungspraxis schwierig zu unterscheiden sind. Zusatzmerkmale ermöglichen bei Bedarf bzw. bei eindeutigen Fällen eine genauere Zuordnung der Trophie und der Wasservegetation, wie es die Referenz zu den FFH-Lebensraumtypen erfordert. Gesondert klassifiziert werden Tümpel und salzhaltige Stillgewässer.

Kriterium für die Untertypen der permanenten (bzw. nur kurzzeitig oder unregelmäßig trockenfallenden) Stillgewässer ist ihre Entstehung bzw. Funktion als bewertungsrelevante Eigenschaft. Die Tümpel werden nach ihrem Umfeld, das ihren Charakter prägt, klassifiziert. Die Karstgewässer werden gesondert aufgeführt, weil es sich teilweise um temporäre Seen handelt, die bei maximalem Wasserstand deutlich größer und tiefer als die sonstigen Tümpel sind. Außerdem ergibt sich so eine eindeutige Referenz zum FFH-LRT 3180 (s. 6.3.3).

Die Tauch- und Schwimmblatt-Vegetation wird als Bestandteil der Gewässer aufgefasst und kann fakultativ durch Zusatzmerkmale gekennzeichnet werden. Die Röhrichte (i. w. S.) werden dagegen als eigene Typen abgetrennt, da sie mit ihrer aus dem Wasser ragenden Vegetationsschicht zu den terrestrischen Biotopen überleiten und gut abgrenzbar sind. Die Vegetation der trockenfallenden Gewässerböden wird wie bei den Flüssen aus der Obergruppe der Sümpfe des Kartierschlüssels herausgelöst und den Gewässern zugeordnet, da diese Flächen überwiegend unterhalb des mittleren Wasserstands liegen und somit (periodisch oder episodisch auftretende) Bestandteile bzw. Erscheinungsformen der Stillgewässer sind. Der betreffende Gewässertyp muss für die Röhricht- und trockengefallenen Flächen zusätzlich angegeben werden (Neben- bzw. Überlagerungscode). Wasserröhrichte in nicht tidebeeinflussten Fließgewässern sind in Niedersachsen heute meist auf schmale Säume beschränkt und daher nicht gesondert abgrenzbar. Sie werden daher anders als bei den Stillgewässern nur durch das Zusatzmerkmal „v“ gekennzeichnet. In der Naturlandschaft gab es dagegen wahrscheinlich auch amphibische Flusslandschaften mit flächig durchströmten Röhrichten.

### **Obergruppe 3: Wald- und gebüschfreie Moore sowie Sümpfe**

**Untergruppe 3-1** umfasst die nährstoffreichen bis mäßig nährstoffarmen Niedermoore und Sümpfe, die von krautiger, ggf. auch moosreicher Vegetation bewachsen sind und nicht oder nur sehr extensiv landwirtschaftlich genutzt werden (im Unterschied zum Grünland dieser Standorte). Sehr nährstoffarme Nieder- bzw. Übergangsmoore mit hochmoorartiger Vegetation und Anmoorheiden sind dagegen Teil der Untergruppe 3-2.

Gegenüber der Obergruppe 5 des Kartierschlüssels wurden im Wesentlichen folgende Änderungen vorgenommen:

- Die Pionierfluren der Teichböden und trockenfallenden Ufer wurden von der Erfassungseinheit NP getrennt und zu den Gewässern gestellt (s.o.) sowie die Biotope von NP nach der Basen- und Nährstoffversorgung der Standorte unterteilt.
- Die Uferstaudenfluren sind nun – wie in den meisten anderen Schlüssel – Teil einer weiter gefassten Gruppe von Staudenfluren (s. Obergruppe 4).

- Bei den Sümpfen wurde der Typ „Artenarmes Flatterbinsen-Ried“ abgetrennt, um diese vergleichsweise weniger schutzbedürftige und relativ häufige Ausprägung gesondert bewerten zu können.
- Die Bezeichnung „Sauergrasried“ (statt Seggenried) wurde gewählt, damit auch Wollgrasbestände dieser Standorte begrifflich abgedeckt sind.

Die Gliederung der Hoch- und Übergangsmoore in **Untergruppe 3-2** wurde teilweise nach den Erfahrungen in der Praxis modifiziert. Es bleibt aber im Kern bei der Aufteilung in naturnahe Hochmoore sowie in verschiedene De- und Regenerationsstadien, die vorwiegend nach dominanten Arten typisiert werden. Einige Bezeichnungen wurden präzisiert, um Hoch- und Übergangsmoore klarer zu trennen.

Pfeifengras-Stadien treten auf verschiedenen Standorten auf, von feuchten Mineralböden bis hin zu entwässerten Hochmooren. Die Artenzusammensetzung dieser meist sehr artenarmen Bestände zeigt kaum standortspezifische Besonderheiten. Im Hinblick auf unterschiedliche Entwicklungspotenziale wurden dennoch fünf Standorttypen unterschieden, die anhand von Standortkarten, eigenen Bodenuntersuchungen oder anhand des Umfeldes zu trennen sind. Die meist aus feuchten Sandheiden und Magerrasen hervorgegangenen Varianten auf Mineralböden gehören zur Obergruppe 4. Die Pfeifengras-Moorstadien sind in Hoch- und Niedermoor (inkl. Anmoor) sowie nach Wasserversorgung unterteilt und aus pragmatischen Gründen einem gemeinsamen Haupttyp in Untergruppe 3-2 zugeordnet.

Die Biotope des laufenden Torfabbaus wurden konsequenterweise zu den Offenbodenbiotopen gestellt (Obergruppe 7), denen auch die anderen Flächen des Bodenabbaus angehören.

#### **Obergruppe 4: Heiden, Grasland, Staudenfluren**

Wie in 7.4.4 angesprochen umfasst diese Obergruppe vor allem die durch Beweidung oder Mahd entstandenen Biotope des Offenlands sowie diverse Brachestadien.

Die Sand- und Silikatheiden bilden die **Untergruppe 4-1**, die durch die Dominanz von Zwergsträuchern von den Magerrasen der Untergruppe 4-2 unterschieden ist. Die Heiden werden nach Standorten differenziert. Zusätzlich können Untertypen nach den dominanten Zwergsträuchern (v.a. Besenheide, Krähenbeere, Heidelbeere) gebildet werden.

Die Klassifikation der Magerrasen der **Untergruppe 4-2** beruht auf standörtlichen Unterschieden und den dadurch bedingten verschiedenen Vegetationstypen. Die in den vorigen Kapiteln mehrfach angesprochenen Borstgrasrasen werden auf verschiedene Biotoptypen aufgeteilt. Ihre feuchten bis nassen Ausprägungen werden – wie z. B. in Österreich – dem Feuchtgrünland (Untergruppe 4-3) angeschlossen, da sie sich von basen- und nährstoffarmem Feuchtgrünland der *Molinietalia* vielfach nur graduell unterscheiden. Kleinseggenriede und Moorheiden mit beweidungsbedingten Anklängen an Borstgrasrasen sind Bestandteil der Obergruppe 3. Die typischen Borstgrasrasen mäßig trockener bis frischer Standorte bilden den ersten Typ der Untergruppe 4-2 und werden als „bodensaure Magerrasen mittlerer Standorte“ bezeichnet. Das Borstgras (*Nardus stricta*) ist nur beim ersten Subtyp (4.02.1), in dem es per Definition obligatorisch vorkommt,

Teil der Bezeichnung („Borstgras-Magerrasen“). Die bodensauren Magerrasen und die Sandtrockenrasen werden nach Standorten in Untertypen differenziert, die teils unmittelbar, teils durch Indikatorarten erkennbar sind. Bei den Kalk-, Steppen- und Silikattrockenrasen stehen nutzungsabhängige Struktur-Subtypen im Vordergrund. Neben kurzrasigen Ausprägungen stehen gras- und staudendominierte Stadien, die nicht mehr oder nur unregelmäßig genutzt oder gepflegt werden. Hinzu kommen spezielle Standort-Subtypen wie Felsrasen.

Silikattrockenrasen sind ein Beispiel für Biotope, die in Niedersachsen so selten und kleinflächig auftreten, dass sie kaum als eigene Typen auffallen. Da es aber dennoch vereinzelte Vorkommen gibt, wie die gezielte Suche des Verf. nach Vorkommen des FFH-LRT 8230 (entspricht 4.06.4) ergab, erscheint ihre gleichrangige Klassifikation sinnvoll, auch um die Kompatibilität zu Biotopschlüsseln anderer Länder zu verbessern. Die Subtypen 4.06.1 bis 4.06.3 sind deduktiv abgeleitet und daher provisorisch. Ob sie tatsächlich in relevanter Flächengröße vorkommen, ist noch zu klären.

Die Unterteilung der seltenen Schwermetallrasen in sechs Subtypen (im Kartierschlüssel bisher drei) könnte als überzogen angesehen werden und soll daher als Beispiel für eine relativ enge, standortbezogene Typisierung (die in diesem Fall induktiv auf der Basis konkreter Vorkommen entwickelt wurde) erläutert werden: Schlackenhalde bilden das Hauptvorkommen seltener Erzflechten, die auf anderen Halde augenscheinlich kaum auftreten. Daher werden sie von den Schwermetallrasen auf Bergehalde getrennt. Schwermetallrasen auf Flussschotter liegen in grundlegend anderen Biotopkomplexen und sind aufgrund der weniger extremen Standorte besonders stark durch Sukzession gefährdet. Der Typ „sonstiger basenarmer Schwermetallrasen“ ist erforderlich, weil ein kleiner Teil der Vorkommen weder auf Halde noch auf Flussschotter wächst (sondern z. B. an ehemals immissionsbelasteten Hängen). Der Typ „Sonstiger basenreicher Schwermetallrasen“ umschreibt im Wesentlichen die Vorkommen im Osnabrücker Hügelland, die im Bereich von Zechsteinkalken auftreten. Der deutsche Verbreitungsschwerpunkt derartiger Ausprägungen liegt in Nordrhein-Westfalen. Da geographische Typbezeichnungen generell zu vermeiden sind (s. 6.3), wurde die Bezeichnung gegenüber dem Kartierschlüssel („Schwermetallrasen des Osnabrücker Hügellandes“) geändert und steht so auch für einzelne kleine Bestände über Kreide- und Jurakalk des nördlichen Harzrandes zur Verfügung. Bezeichnend ist das Vorkommen von *Thlaspi calaminare* (in Niedersachsen nur im Osnabrücker Hügelland) bzw. die Beimischung von Arten der Kalkmagerrasen.

Wichtig ist, dass neben den mehr oder weniger idealtypischen Heiden und Magerrasen auch ihre kennartenarmen Sukzessions- und Degenerationsstadien klassifiziert werden. Kennzeichnend ist die Dominanz weniger Grasarten, auf basenarmen Standorten meist Drahtschmiele, Pfeifengras und Rotes Straußgras. Die Sukzessionsstadien mit Dominanz hochwüchsiger Stauden oder Landreitgras werden aufgrund der anderen Struktur und häufigen Eutrophierung der Untergruppe 4-4 zugeordnet.

Die **Untergruppe 4-3** umfasst das Wirtschaftsgrünland im Sinne der Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* (in der weiteren Fassung einschließlich der Flutrasen, vgl.

RENNWALD 2000). Sie baut auf einer Vierteilung des Dauergrünlands in mesophiles Grünland tieferer Lagen, Bergwiesen, Nass- und Feuchtgrünland sowie artenarmes Grünland auf. Beim Nassgrünland hat sich das Attribut „seggen-, binsen- oder hochstaudenreich“ als Kennzeichen artenreicher bzw. extensiv genutzter Ausprägungen, die in dieser Form relativ leicht anzusprechen sind, bewährt. Um das weitere Feuchtgrünland vom Intensivgrünland auf der einen und dem feuchten mesophilen Grünland auf der anderen Seite trennen zu können, ist zusätzlich eine Kategorie für „sonstiges Feuchtgrünland“ zweckmäßig, insbesondere für artenärmere, aber standorttypische Rasen in Flutmulden nährstoffreicher Auen. Das artenarme Grünland wird nun konsequent auf zwei Typen aufgeteilt, um stark gedüngtes Intensivgrünland von oft ebenso artenarmem Extensivgrünland nährstoffärmerer (meist basenarmer) Standorte trennen zu können, im Wesentlichen auf der Basis von dominanten Grasarten und Nährstoffzeigern.

Kriterium für die Untertypen der Grünlandeinheiten sind die Standorte. Diese werden bei den artenreichen Ausprägungen anhand von Zeigerarten (-gruppen) angesprochen, bei den artenarmen unmittelbar aufgrund erkennbarer Standortmerkmale bzw. aus Standortkarten abgeleitet (da Kennarten stark zurücktreten oder fehlen). Hinzu kommen die „Grasäcker“, die durch Umbruch und Neueinsaat gekennzeichnet sind.

Die Nutzungstypen Weide, Mähwiese, Mähweide und Brache werden bei allen Grünland- und Magerasentypen – wie in 7.4.4 erläutert – durch Zusatzmerkmale gekennzeichnet.

Schließlich wurden – wie in vielen anderen Schlüsseln – auch die Rasenflächen des Siedlungsbereichs der Obergruppe des Grünlands angeschlossen. Dafür sprechen die fließenden Übergänge bei extensiv gepflegten Parkrasen. Sie können aber alternativ im Rahmen von Komplextypen der Siedlungsbereiche erfasst werden (s. Obergruppe 9).

Die **Untergruppe 4-4** umfasst – wie oben erläutert – diverse Gras- und Staudenfluren. Die Lichtungs- bzw. Schlagfluren der Wälder werden aus pragmatischen Gründen in der Obergruppe der Wälder belassen, da sie i.d.R. auch waldtypische Arten enthalten und meist schnell wieder aufgeforstet werden. Langjährige Lichtungen, die nicht aufgeforstet werden, sind aber den Typen der Obergruppe 4 zuzuordnen (z. B. auch Zwergstrauchheiden, die im Nationalpark Harz auf Teilflächen nach Absterben von Fichtenbeständen entstanden sind).

Die Gras- und Staudenfluren werden nach Standorten in trockene, mittlere, feuchte, eutrophierte (halbruderale) und ruderales Typen gegliedert sowie vorwiegend nach weiteren Standortmerkmalen unterteilt. Daneben stehen die Neophytenfluren, die aus pragmatischen Gründen nach den dominanten Pflanzenarten klassifiziert sind.

#### **Obergruppe 5: Gebüsche, Gehölze im Offenland und im Siedlungsbereich**

Die Gehölzbestände werden in die drei Untergruppen der flächigen Gebüsche (5-1), der Hecken (5-2) und der (nicht waldartigen) Baumbestände (5-3) unterteilt. In Angleichung an die Klassifikationen auf europäischer (EUNIS 2004) sowie nationaler Ebene (RIECKEN et al. 2006) und im Unterschied zum Kartierschlüssel

werden die Strauch- und Baumbestände der Siedlungsbereiche vollständig einbezogen. Dies hat zwei Vorteile:

- Die Zahl der Typen kann reduziert werden.
- Zweifelsfälle der Zuordnung in Streusiedlungen und an Ortsrändern werden beseitigt bzw. auf die Untertypenebene beschränkt.

Dies ändert aber nichts an dem Grundsatz, dass die Grünflächen der Siedlungsbereiche alternativ (und in der Praxis im Regelfall) auch als Komplexe erfasst werden können (s. Obergruppe 9).

Landwirtschaftliche und gartenbauliche Gehölzkulturen werden weiterhin mit den Ackerbiotopen zusammengefasst (vgl. 7.4).

Wie in Abschnitt 7.4.5 erläutert ist der Standort nur bei den flächigen Gebüschen ein geeignetes Kriterium der Klassifikation. Dabei sind bestimmte Sukzessionsgebüsche und Strauchbestände aus nicht heimischen Arten ausgenommen, da diese aufgrund ihrer Artenzusammensetzung die Standortunterschiede nicht deutlich widerspiegeln.

Bei den Hecken, Feldgehölzen und sonstigen Baumbeständen wird auf den Standortbezug verzichtet, weil sie in erster Linie als Strukturtypen betrachtet werden, die nur aus pragmatischen Gründen in die Biotoptypenklassifikation eingebunden werden.

Ergänzt wird ein Typ für Gehölzplantagen im Kurzumtrieb (v.a. zur Energieholz-Erzeugung), deren Flächenanteil möglicherweise künftig zunehmen wird. Je nach Ausprägung könnte aber auch eine Zuordnung zu den Ackerbiotopen (bei häufiger Bodenbearbeitung) oder Wäldern (bei etwas längeren Umtriebszeiten) in Betracht kommen.

#### **Obergruppe 6: Wälder**

Die Klassifikation der Wälder baut auf folgenden Kriterien auf:

1) Dominante Baumarten: Dieses Kriterium hat folgende Vorteile für die Praxis:

- Dominante Baumarten können zumindest bei älteren Beständen in erheblichem Umfang durch Luftbildauswertung ermittelt werden.
- Sie sind unmittelbar aus Bestandsdaten der Forstwirtschaft ableitbar.
- Dieses Kriterium ist auch für schlechter qualifizierte Kartierer leicht zu erkennen und erhöht so die Sicherheit der Zuordnung auf der Ebene der Oberheiten.
- Hinreichend genaue Standortdaten liegen nicht flächendeckend für alle Wälder vor.
- Ihnen können für die Bewertung der Waldstruktur geeignete Indikator-Tierarten zugeordnet werden (z. B. Vogel- und xylobionte Käferarten).

Eine durchgehende Priorität der Baumartendominanz (vgl. EUNIS, Kartierschlüssel Rheinland-Pfalz und NRW) hat – wie in den Kapiteln 6 und 7 angesprochen – aber den Nachteil, dass sie zu einer Vielzahl von Typen führt, die bei Mischbeständen die Erfassungsprobleme stark erhöhen und im Hinblick auf Fragen der Waldentwicklung zu statisch sind. Daher ist der Standort gleichrangig zu berücksichtigen (s.u.).

Abweichend vom Kartierschlüssel werden hier Laub- und Nadelwälder als Untergruppen (6-1, 6-2) voneinander getrennt, um die Kompatibilität mit Schlüsseln auf nationaler und europäischer Ebene zu verbessern. Dies erfordert gesonderte Typen für Birken- und

Kiefern-Moorwälder. Die Mischwälder werden je nach Vorherrschaft von Laub- oder Nadelbäumen eingeordnet.

2) Standorte: Wie in 7.4.6.2 erläutert sind die Standorte bei extremen Verhältnissen (sehr nass, sehr trocken, Schluchten u.a.) erstes Kriterium, bei mittleren (feucht bis mäßig trocken) dagegen nach den dominanten Baumarten das zweite Kriterium der Klassifikation. Standorte wie Steilhänge, Moore, Sümpfe und Auen können in den meisten Fällen auch ohne genauere Standortkarten zugeordnet werden und sind daher ähnlich wie die dominanten Baumarten für eine grobe Vorklassifikation auf der Basis vorhandener Luftbilder und Karten (Topographie, Geologie, Böden) geeignet. Die Unterscheidung höhenzonaler Subtypen wird auf Fälle beschränkt, die sich eindeutig im Arteninventar unterscheiden oder deutlich anders zu bewerten sind.

Innerhalb der **Untergruppe 6-1** der Laubwälder bilden die Wälder trockenwarmer Standorte die erste Unterkategorie (Untergruppe zweiter Ordnung 6-1-1). Sie werden nicht den Untergruppen der sonstigen Buchen-, Eichen und Hangmisch-Wälder zugewiesen, da sie einem gesetzlich geschützten Biotoptyp entsprechen (Wälder trockenwarmer Standorte) und da der vorherrschende Standorttyp der Kalktrockenhängewälder vielfach fließende Übergänge zwischen Eichen-Hainbuchen-, Buchen- und Edellaubholz-Dominanz aufweist, was gegen eine Aufteilung auf drei Untergruppen spricht.

Die flächenmäßig bei weitem vorherrschenden Laubwälder mittlerer (mäßig trockener bis feuchter Standorte) werden nach ihrer Baumartendominanz (Buche/Eiche, Hainbuche) auf zwei Untergruppen aufgeteilt (6-1-2, 6-1-3). Diese Gliederung wird gegenüber der Alternative einer standörtlichen Trennung (mesophile Laubwälder/bodensaure Laubwälder) der Vorzug gegeben, weil die Ansprüche vieler Tierarten sowie Bewertungsfragen (v.a. Nutzungsabhängigkeit) eher mit den dominanten Baumarten korrelieren. Die Untertypen werden nach Standorten differenziert, wobei Basenversorgung, Bodenfeuchte und Höhenlage die maßgeblichen Kriterien sind.

Die Untergruppe 6-1-4 enthält zum einen die naturnahen Laubmischwälder der Schluchten und schattigen Steilhänge. Diesen wurde ein neuer Typ angeschlossen, der Eschen-, Ahorn- und Lindenwälder auf sonstigen mäßig trockenen bis feuchten Standorten umfasst. Es handelt sich um forstwirtschaftlich oder durch Sukzessionsprozesse bedingte Bestände, die teils aus Eichen-Hainbuchenwäldern (i.d.R. früheren Mittelwäldern), teils aus Buchenwäldern hervorgegangen sind. Da die dominanten Edellaubholzarten standortgerecht sind, ist die Naturnähe dieser Bestände nicht schlechter zu bewerten als die der nutzungsbedingten Eichen-Hainbuchenwälder dieser Standorte, so dass ein eigener Typ bei den naturnahen bis halbnatürlichen Wäldern angemessen ist. Entsprechendes gilt für den zusätzlichen Untertyp 6.01.4.

Die Untergruppe 6-1-5 fasst die Auwälder zusammen, die nach den vorherrschenden Baumarten (die bei typischen Ausprägungen auch mit Standortunterschieden korreliert sind) in Weiden-Pappel-, Hartholz- und Erlen-Eschenwälder unterteilt werden.

Untergruppe 6-1-6 beinhaltet alle Laubwälder auf nassem und auf entwässerten Moor- und Sumpfstandorten. Den Erlen-Bruchwäldern werden hier auch Erlen-Eschenwälder stark quelliger oder sumpfiger Standorte angeschlossen, die zu den Auwäldern überleiten. Grund ist, dass die Trennung von Quellwäldern in bruchwald- und auwaldartige Varianten gemäß den Verbänden *Alnion* und *Alno-Ulmion* in der Praxis Probleme verursacht, da viele Quellmoore im Tiefland ein kleinflächiges Standortmosaik aufweisen und die Übergänge fließend sind.

Die sonstigen Sumpfwälder umfassen Weidenwälder auf Moor- und Sumpfstandorten außerhalb der Auen, die wohl als Pionierstadien von Erlen-Bruchwäldern aufzufassen sind, sowie die im Kartierschlüssel den Eichen-Hainbuchen- bzw. bodensauren Eichen-Mischwäldern zugeordneten Sumpfwälder mit Eiche. Letztere sind vermutlich aus Eichenpflanzungen auf ursprünglichen Standorten von Erlen-, Eschen- oder Birken-Sumpfwäldern hervorgegangen. Da Krautschicht und Standorte deutlich von typischen Wäldern des *Carpinion* bzw. des *Quercion roboris* abweichen (auf diese Verbände nimmt die Codierung WNC und WNQ Bezug) werden sie als gesetzlich geschützte Sumpfwälder in der Einheit WN zusammengefasst.

Die Pionier- bzw. Sukzessions-Laubwälder werden nach Baumarten untergliedert, die nur teilweise mit Standortunterschieden korreliert sind, da sich andernfalls eine sehr unübersichtliche Klassifikation ergeben würde. Eine genauere Kennzeichnung ist durch Zuordnung von Standorttypen bzw. den potenziellen natürlichen Waldtypen (s. 8.1.2) möglich. Deutliche Entwicklungstendenzen zu den Waldtypen der anderen Untergruppen können durch entsprechende Nebencodes gekennzeichnet werden. Kleinflächige Dominanzbestände von Pionierbaumarten innerhalb mosaikartig strukturierter Wälder sollen grundsätzlich in den betreffenden Waldtyp integriert werden (z. B. birken-dominierte Teilflächen innerhalb eines Eichen-Mischwaldes). Die vielfach übliche Bezeichnung „Vorwald“ wird nicht verwendet, da diese auch für Gebüschstadien benutzt wird, die zur Obergruppe 5 gehören.

Die sonstigen Laubholzforste werden ebenfalls nach Baumarten differenziert. Auch sie können durch Zuordnung von Standorttypen bzw. der potenziellen natürlichen Waldtypen genauer gekennzeichnet werden (s. 8.1.2).

Die **Untergruppe 6-2** der Nadelwälder und -forsten wird in naturnahe bzw. halbnatürliche Fichten- und Kiefernwälder unterschiedlicher Standorte, Moorwälder und sonstige Nadelforsten untergliedert. Die Trennung der Kiefern- bzw. Fichtenwälder von den sonstigen Forsten aus diesen Baumarten ist schwierig und muss im Kartierschlüssel möglichst eindeutig geregelt werden.

Die **Untergruppe 6-3** der Wälder besteht aus den Waldrand- und Waldlichtungsbiotopen, die vielfach den Gehölzbiotopen bzw. den Staudenfluren des Offenlands angeschlossen werden. Kahlschläge und vorübergehende Waldlichtungen mit natürlicher Ursache sollten aber als Waldbiotope betrachtet werden (s.o.). Abweichend vom Kartierschlüssel werden die krautigen Waldsäume den Staudenfluren zugeordnet, um die Kompatibilität mit anderen Schlüsseln zu verbessern. Sie können allerdings in den üblichen Kartiermaßstäben meist nicht gesondert abgegrenzt werden



und sind daher nur bei besonderen Ausprägungen zu erfassen.

Die Alters- bzw. Entwicklungsstadien, Nutzungstypen und Standortvarianten der Waldtypen werden als Zusatzmerkmale verschlüsselt.

#### **Obergruppe 7: Gesteins- und Offenbodenbiotope**

Diese Gruppe umfasst Biotope aus natürlichen Fest- und Lockergesteinen, die nicht oder nur spärlich bewachsen sind. Sie werden ausnahmslos nach ihren Standortmerkmalen typisiert. Aufschüttungen aus anthropogenen Materialien sowie Bauwerke aller Art gehören dagegen zur Obergruppe 9.

**Untergruppe 7-1** enthält natürliche und anthropogene Festgesteinsbiotope, die nach Gesteinsarten gegliedert werden. Kleinklimatische und sonstige Standortunterschiede sowie Vegetationsmerkmale werden durch Zusatzmerkmale gekennzeichnet.

In **Untergruppe 7-2** werden die Lockergesteins- und Offenbodenbiotope einschließlich Torfabbauflächen zusammengefasst.

#### **Obergruppe 8: Äcker, landwirtschaftliche und gartenbauliche Kulturen, Beete**

Die **Untergruppe 8-1** beinhaltet neben Äckern alle sonstigen Kulturflächen aus krautigen Pflanzen, die durch regelmäßige Bodenbearbeitung gekennzeichnet sind, einschließlich der Beete im Siedlungsbereich (die aber i.d.R. im Rahmen der Biotopkomplexe von 9-2 erfasst werden). Die Äcker werden nach Standorten untergliedert (Besonderheiten außerdem als Zusatzmerkmale). Eine gut ausgeprägte (standorttypische, artenreiche) Begleitvegetation wird als Indikator für extensive Nutzung und wertbestimmendes Kriterium durch ein Zusatzmerkmal gekennzeichnet. Die Flächenanteile bestimmter Feldfrüchte sind grundsätzlich von ökologischer Relevanz, so dass auch für sie Zusatzmerkmale vorgesehen sind.

Die **Untergruppe 8-2** bilden landwirtschaftliche und gartenbauliche Gehölzkulturen (vgl. 7.4.8).

#### **Obergruppe 9: Biotopkomplexe der Siedlungs- und Infrastrukturbereiche**

Diese Obergruppe enthält anthropogene Biotop- bzw. Nutzungsstrukturtypen und deren Komplexe, wie sie v.a. die Siedlungsbereiche sowie die Freizeit- und Infrastruktureinrichtungen in der freien Landschaft kennzeichnen.

Die **Untergruppe 9-1** umfasst alle Biotopkomplexe von Grünanlagen einschließlich sonstiger Sport-/Spiel-/Erholungsanlagen, deren Wasser- und Vegetationsflächen bei Bedarf als gesonderte Biotoptypen der Obergruppen 2, 4, 5 und 8 erfasst werden können.

Die **Untergruppe 9-2** bilden befestigte Flächen, Gebäude und Biotopkomplexe der bebauten Bereiche. Gegenüber dem Kartierschlüssel werden die Gebäude nur als Ganzes bzw. als Komplexe typisiert und nicht in Wand-, Dach- und Innenraumhabitats aufgeteilt, da diese Alternative in der Praxis kaum angewandt wird. Bei der (teilweise erweiterten) Gliederung nach Struktur- und Nutzungstypen ist v.a. die nutzungs- bzw. funktionsbedingte Relevanz für landschaftsplanerische Fragestellungen maßgeblich (z. B. Anlagen, von denen Umweltbelastungen ausgehen können). Besondere Strukturen und Habitatfunktionen werden durch Zusatzmerkmale gekennzeichnet.

Die innerhalb der bebauten Komplexe gelegenen Grünflächen sollen nach diesem Konzept anteilig den Typen der Untergruppen 9-1 zugeordnet werden (alternativ den passenden Einzeltypen der Obergruppen 4, 5 und 8).

Ein Sonderfall ist die **Untergruppe 9-3**. Diese beiden Typen (wilde Abfallplätze sowie Feuerstellen in der Landschaft) passen nicht recht zu den übrigen Gruppen und sind zudem in den meisten Fällen nur sehr kleinflächig ausgeprägt. Ihre Erfassung ist aber zweckmäßig, so dass dafür nun eigene Einheiten klassifiziert wurden (mit kurzen Codes, die zur Beschriftung kleiner Polygone geeignet sind).

#### **Standortbezogene Überlagerungseinheiten:**

Einige besondere Standorttypen sind innerhalb der Obergruppen 1 bis 9 als Zusatzmerkmale aufgeführt. Alternativ oder zusätzlich besteht die Möglichkeit, bestimmte Geotoptypen, Standortkomplexe, kulturhistorisch bedeutsame Landschaftsformen oder Nutzungsstrukturtypen gesondert zu klassifizieren, wenn deren Hervorhebung aus naturschutzfachlichen, rechtlichen oder planerischen Gründen erforderlich ist. Dies erfolgt am besten nach dem Prinzip des Überlagerungscodes; d.h. den Biotoptypen werden zusätzliche (v.a. geomorphologische und hydrologische) Standorteinheiten zugeordnet, die bewertungsrelevante Eigenschaften aufweisen, die aus den vorrangig nach ihrer Vegetation klassifizierten Biotoptypen nicht unmittelbar ableitbar sind. Dieser Teil der Klassifikation wird hier nur exemplarisch ausgeführt und kann zweckorientiert weiter ausgearbeitet werden.

## **8.2 Tabellarische Übersicht der Biotop-typen Niedersachsens (Tab. 87)**

überarbeitet nach v. Drachenfels (2004)

Die Erläuterungen sind im Wesentlichen auf Abweichungen und Ergänzungen gegenüber v. Drachenfels (2004) beschränkt.

**Die Tab. 87 befindet sich auf der beiliegenden CD.**

## 9 Fazit und Ausblick

Ausgehend von den im ersten Kapitel (1.2) formulierten Hypothesen ergibt sich als Fazit der Arbeit:

1) „Der Biotop bzw. Biotoptyp ist innerhalb der biologischen und der landschaftsökologischen Terminologien die zutreffende Kategorie, wenn es um die Erfassung und Bewertung von Lebensräumen bzw. Landschaftsausschnitten im Kontext von Naturschutz und Landschaftsplanung geht.“

Diese Annahme wurde insbesondere durch den Vergleich mit dem in der Fachliteratur konkurrierenden Begriff des Ökotops bestätigt. Da bei der Biotopkartierung die Qualität von Landschaftsausschnitten als Lebensraum von Arten und ihren Lebensgemeinschaften im Vordergrund steht, ist ein biologisch ausgerichtetes Biotoptypenkonzept zielführend. Die weitergehenden Aufgaben der Landschaftsplanung erfordern aber, dass die Kriterien des vorrangig standortbezogenen Ökotops sehr weitgehend auch bei der Klassifikation von Biotopen berücksichtigt werden. Dies betrifft insbesondere diejenigen Lebensräume, die aktuell nur eine geringe Bedeutung für Flora und Fauna aufweisen, so dass ihr standortbezogenes Entwicklungspotenzial und andere Aspekte des Naturhaushalts im Vordergrund ihrer Bewertung stehen. Wichtig ist, dass der Biotop – entgegen der umgangssprachlichen Verwendung – als wertneutrale Kategorie aufgefasst wird.

Bei vegetationsgeprägten Biotoptypen ist auf die typologische Trennung von Pflanzengesellschaften zu achten. Die Artenzusammensetzung der Vegetation ist kein bzw. nur ein mittelbares Kriterium für die Klassifikation von Biotopen. Im Vordergrund steht die Funktion der Vegetation als strukturbildendes und standortmodifizierendes Element des Lebensraums. Außerdem fungiert die Vegetation als Indikator für die Standorteigenschaften und damit auch für die Biotoptypen.

2) „Die Klassifikation von Biotoptypen ist zweckorientiert. Biotoptypen können daher nicht unabhängig von Fragen ihrer Bewertung klassifiziert werden. Sie sind nur dann als Bewertungsgegenstände geeignet, wenn sie hinsichtlich der maßgeblichen Bewertungskriterien homogen sind.“

Es wurde gezeigt, welche Anforderungen die Erfassung und Bewertung von Biotopen stellen. Auch wenn der Biotop als Kategorie wertfrei ist, ist er im Kontext von Naturschutz und Landschaftsplanung vorrangig Gegenstand der Bewertung. Diese Bewertung wird nicht nur am einzelnen Biotop als individuellem Objekt, sondern in letzter Zeit verstärkt am Biotoptyp ausgerichtet. Eine sachgerechte Bewertung auf der Typusebene erfordert, dass die bewertungsrelevanten Eigenschaften der Biotope bei ihrer Typisierung angemessen berücksichtigt werden. Dazu gehören insbesondere Naturnähe, Empfindlichkeit, Regenerationsfähigkeit und Gefährdung. Mit einer Matrix der Kriterien und ihrer Ausprägungen können Biotoptypen entsprechend konzipiert werden (s. Tab. 58).

3) „Die auf europäischer, nationaler und Bundesland-Ebene vorliegenden Klassifikationen von Lebensräumen weisen methodische Mängel auf und sind nicht

kompatibel. Ein wesentlicher Grund ist, dass sie auf heterogenen Biotoptypenkonzepten beruhen.“

Diese Behauptung wurde anhand der umfangreichen Analysen und Vergleiche vorliegender Biotoptypenlisten und Kartierschlüssel belegt. Diese beinhalten neben Biotoptypen im Sinne des hier vorgestellten Konzeptes eine heterogene Mischung von Vegetations-, Standort-, Struktur- und Nutzungstypen. Besonders nachteilig ist, dass die europäischen Klassifikationen (CORINE, EUNIS, FFH) als Vorgaben für nationale und regionale Konzepte bisher kaum geeignet sind. Auf dieser Ebene sollte auf eng gefasste bzw. pflanzensoziologisch ausgerichtete Typen ebenso verzichtet werden wie auf nicht operable biogeographische Attribute. Anzustreben sind pragmatische Typen mit deutlichem Standortbezug (z. B. Bodensaurer Buchenwald). Nur weit gefasste und gut nachvollziehbare Einheiten bilden einen geeigneten Rahmen für kompatible Klassifikationen auf nationaler und regionaler Ebene.

4) „Die Festlegung und Einhaltung von Standards ist Bedingung dafür, dass das Biotoptypenkonzept den gegenwärtigen und künftigen Anforderungen an die Qualität von Naturschutzdaten und an die Umsetzung der rechtlichen Vorgaben gerecht werden kann.“ Die Heterogenität vorliegender Klassifikationen von Lebensräumen und die daraus resultierenden Probleme beim Datenaustausch sowie bei der Umsetzung des gesetzlichen Biotopschutzes, der FFH-Richtlinie und des grenzüberschreitenden Biotopverbunds machen deutlich, dass die Definition und Klassifikation von Biotoptypen künftig auf – möglichst international gültigen – Standards beruhen sollte. Der Biotopbegriff bedarf dazu einer Neukonfiguration, ausgehend von der ursprünglichen Definition des Biotops als abgrenzbarem, homogenem Lebensraum einer Biozönose sowie den praktischen Anforderungen von Kartierungen und Bewertungen. Ein einheitliches Biotoptypenkonzept muss auf den beiden grundlegenden Komponenten des Lebensraums, dem Standort und der Raumstruktur beruhen. Diese werden in unterschiedlichem Ausmaß von der Biozönose (insbesondere der Vegetation) und den menschlichen Nutzungen beeinflusst bzw. geprägt. Die Vegetation ist vorrangig als strukturbildende und standortmodifizierende Komponente des Biotops zu betrachten (ebenso ggf. zoogene Strukturen). Die Nutzung kann als Standortfaktor aufgefasst werden, wird aber aus pragmatischen Gründen als gleichrangiges Klassifikationskriterium verwendet. Dabei steht nicht ihr Zweck, sondern ihre Auswirkung auf den Lebensraum im Vordergrund.

Die zentrale Anforderung an das Biotoptypenkonzept wird in den kommenden Jahren sein, ein geeignetes methodisches Instrument für die Erhaltung der Biodiversität auf regionaler, nationaler und internationaler Ebene zu sein bzw. zu werden. Die Zahl der Arten ist bekanntlich zu groß und ihre Habitatansprüche sind zu wenig bekannt, als dass ein artenbezogener Naturschutz alleine ausreichend wäre. Der Biotoptyp als integrative holistische Kategorie ist erforderlich,

um neben den bevorzugten Objekten des Artenschutzes (vorwiegend Wirbeltiere und ausgewählte Pflanzenarten) die gesamte Artenvielfalt und in Verbindung damit auch die gesamte Vielfalt der geogenen Erscheinungsformen der Natur zu sichern und zu entwickeln.

Gegenwärtig steht die Umsetzung der FFH-Richtlinie im Mittelpunkt des Naturschutzes in Deutschland und Europa. Allerdings genügen die Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie den formulierten Anforderungen an ein Biotoptypenkonzept nicht. Es bedarf daher (zunächst) auf europäischer Ebene einer verbesserten Klassifikation von Lebensräumen, insbesondere derjenigen, die für die Biodiversität von maßgeblicher Bedeutung sind. Im Unterschied zu den im terrestrischen Bereich stark pflanzensoziologisch ausgerichteten Typen der FFH-Richtlinie und der (bisher kaum angewandten) EUNIS-Klassifikation müssen die Habitatsprüche der Fauna (und auch der Kryptogamen) künftig stärker berücksichtigt werden, was eine stärker strukturell, standörtlich und damit funktional fundierte Typenbildung erfordert.

Die neue europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie wird eine weiterer Anlass sein, das vorwiegend im terrestrischen und limnischen Bereich erprobte Biotoptypenkonzept auch für marine Lebensräume weiterzuentwickeln.

Die Anforderungen des internationalen Datenaustauschs – v.a. im Rahmen der FFH-Berichtspflicht und der INSPIRE-Richtlinie – können nur erfüllt werden, wenn sowohl die Biotoptypen als auch die Methodik ihrer Erfassung und Bewertung auf einheitlichen Standards beruhen.

Innerhalb Deutschlands sollten die länderspezifischen Klassifikationen zumindest auf den oberen und mittleren Hierarchiestufen auf der Grundlage eines einheitlichen Biotoptypenkonzeptes angeglichen werden. Den regionalen Besonderheiten kann Rechnung getragen werden, indem die Hierarchie der Klassifikation nach unten für weitere Subtypen offen ist.

Unabhängig von den methodischen Defiziten kann das Biotoptypenkonzept aber nur erfolgreich weiterentwickelt werden, wenn regelmäßig aktualisierte Biotopkartierungen selbstverständlicher Standard sind. Dabei sind alle Landschaftsteile einzubeziehen (Wald, terrestrisches Offenland, Binnengewässer, marine Gewässer und Siedlungsbereiche). Die neuen und sich weiter verbessernden technischen Voraussetzungen von GIS, Datenbanken und Fernerkundung ermöglichen eine technische Qualität von Biotoptypenkarten, Datenhaltung und -auswertung, die zu Beginn der Biotopkartierung in den 1970er-Jahren undenkbar war. Es ist allerdings nicht zielführend, immer höheren Aufwand in die Interpretation von Fernerkundungsdaten zu investieren und immer weniger in die Geländearbeit. Die inhaltliche Qualität jeglicher Biotopkartierung wird auch künftig von der Qualifikation der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter abhängig sein. Ohne umfassende Artenkenntnisse und eine solide landschaftsökologische Ausbildung ist ein fachlich anspruchsvolles Biotoptypenkonzept nicht umsetzbar.

Eine Klassifikation von Biotoptypen ist erst dann im wissenschaftlichen Sinne und ebenso aus Sicht der Praxis langfristig tragfähig, wenn ihre Prinzipien sich überregional (möglichst weltweit in allen biogeographischen Regionen) als zutreffend erwiesen haben. Sie ist aber nie abgeschlossen, sondern muss den ständigen natürlichen und anthropogenen Veränderungen angepasst werden.

Auch wenn die jüngsten Entwicklungen des behördlichen Naturschutzes in Deutschland wenig Anlass zum Optimismus geben, ist zu hoffen, dass auch bei der Biotopkartierung der Fortschritt zwar erschwert, aber letztlich nicht verhindert werden kann. Die vorliegende Arbeit möge dazu beitragen, dass in Zukunft ein länder- und staatenübergreifendes Biotoptypenkonzept sowie regelmäßig aktualisierte, methodisch kompatible Biotopkartierungen allgemein anerkannte Standards sein werden.

# Quellen- und Literaturverzeichnis

## Literatur:

- ACHTERHOLT, B., C. NECKERMANN, B. FISELIUS & U. DEICHMANN (1993): Methodik einer landesweiten Biotopkartierung. Kartierungselemente, Erhebungsbögen und Biotoptypen in Hessen. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 25 (2): 56–64.
- AD-HOC-AG GEOTOPSCHUTZ (1996): Arbeitsanleitung Geotopschutz in Deutschland – Leitfaden der Geologischen Dienste der Länder der Bundesrepublik Deutschland. *Angewandte Landschaftsökologie* 10: 1–105, Bonn-Bad Godesberg.
- AG [ARBEITSGRUPPE] „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ (1986): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer ökologisch bzw. am Naturschutz orientierten Planung. *Natur u. Landschaft* 61 (10): 371–389.
- AG [ARBEITSGRUPPE] „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ (1993): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer am Naturschutz orientierten Planung – überarb. Fass. 1993. *Natur u. Landschaft* 68 (10): 491–526.
- AG [ARBEITSGEMEINSCHAFT] NATURSCHUTZ DER LANDESDÄMTER, LANDESANSTALTEN UND LANDESUMWELTÄMTER, ARBEITSKREIS CIR-BILDFLUG (1995): Systematik der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung (Kartieranleitung). Standard-Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-Luftbild gestützte Biotoptypen- und Nutzungstypen-Kartierung für die Bundesrepublik Deutschland. *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 45: 1–153. Bonn-Bad Godesberg.
- AG [ARBEITSGEMEINSCHAFT] NATURSCHUTZ DER LANDESDÄMTER, LANDESANSTALTEN UND LANDESUMWELTÄMTER, ARBEITSKREIS „LANDSCHAFTSERKUNDUNG“ (2002): Systematik der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung (Kartieranleitung). Standard-Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-Luftbild-gestützte Biotoptypen- und Nutzungstypen-Kartierung für die Bundesrepublik Deutschland. *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 73: 1–169. Bonn-Bad Godesberg.
- AK [ARBEITSKREIS] FORSTLICHE LANDESPFLEGE (Hrsg.) (1996): Waldlebensräume in Deutschland. Ein Leitfaden zur Erfassung und Beurteilung von Waldbiotopen. Mit einer Übersicht der natürlichen Waldgesellschaften Deutschlands. *ecomod.*, Landsberg. 124 S.
- ALTMOOS, M. (2003): Erkennen wir die richtigen Habitate für Tiere? *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 35 (7): 212–219.
- ALTMÜLLER, R., J. BELLER, D. LÜDERWALDT, P. MIOTK & D. POHL (1980): Aufgabe und Methode eines Programms zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. *N. Arch. f. Nds.* 29 (4): 389–402. Göttingen.
- AMMER, U. & H. UTSCHIK (1988): Zur ökologischen Wertanalyse im Wald. *Schr.R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz*, H. 84: 37–50.
- ANL & DAF [Akademie für Naturschutz u. Landschaftspflege & Dachverband Agrarforschung] (Hrsg., 2001): *Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung*. 2. Aufl. *Informationen* 4. 125 S. Laufen, Frankfurt.
- ARL [Akademie für Raumforschung und Landesplanung] (1995): *Handwörterbuch der Raumordnung*. Hannover.
- BALZER, S., G. ELLWANGER, U. RATHS, E. SCHRÖDER & A. SSYMANK (2008): Verfahren und erste Ergebnisse des nationalen Berichts nach Artikel 17 der FFH-Richtlinie. *Natur u. Landschaft* 83 (3): 111–117.
- BARSCHE, H., K. BILLWITZ & H.-R. BORK (Hrsg., 2000): *Arbeitsmethoden in Physiogeographie und Geoökologie*. Gotha (J. Perthes). 612 S.
- BASTIAN, O. & K. F. SCHREIBER (Hrsg., 1999): *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. 2. Aufl. Heidelberg. 564 S.
- BASTIAN, O. (1996): Biotope mapping and evaluation as a base of nature conservation and landscape planning. *Ekológia (Bratislava)* 15 (1): 5–17.
- BASTIAN, O. (1997): Gedanken zur Bewertung von Landschaftsfunktionen – unter besonderer Berücksichtigung der Habitatfunktion. *NNA-Berichte* 97/3: 106–125.
- BAY LFU [Bayerisches Landesamt für Umwelt] (2007a): *Kartieranleitung Biotopkartierung Bayern Teil 1: Arbeitsmethodik (Flachland/Städte)*. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Abt. 5; 41 S. Augsburg. [http://www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/biotopkartierung\\_flachland/kartieranleitungen/doc/teil1\\_arbeitsmethodik\\_flachland\\_staedte\\_03\\_2008.pdf](http://www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/biotopkartierung_flachland/kartieranleitungen/doc/teil1_arbeitsmethodik_flachland_staedte_03_2008.pdf) (zuletzt aufgerufen am 14.08.2009)
- BAY LFU [Bayerisches Landesamt für Umwelt] (2007b): *Kartieranleitung Biotopkartierung Bayern Teil 2: Biotoptypen inklusive der Offenland-Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Flachland/Städte)*. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Abt. 5. 177 S. Augsburg. [http://www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/biotopkartierung\\_flachland/kartieranleitungen/doc/teil2\\_biotopbeschreibung\\_flachland\\_staedte\\_03\\_2007.pdf](http://www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/biotopkartierung_flachland/kartieranleitungen/doc/teil2_biotopbeschreibung_flachland_staedte_03_2007.pdf) (zuletzt aufgerufen am 14.08.09)
- BECHMANN, A. (1981): *Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik*. UTB 1088. Bern, Stuttgart: 1–209.
- BEIERKUHNEIN, C. (2007): *Biogeographie. Die räumliche Organisation des Lebens in einer sich verändernden Welt*. Stuttgart (Ulmer). 397 S.
- BERG, E. (1976): *Erhebung naturschutzwürdiger Gebiete im Regierungsbezirk Hildesheim*. Unveröff. Gutachten.
- BERNOTAT, D., J. JEBRAM, D. GRUEHN, T. KAISER, R. KRÖNERT, H. PLACHTER, C. RÜCKRIEHN & A. WINKELBRANDT (2002b): *Gelbdruck „Bewertung“*. In: PLACHTER, H., D. BERNOTAT, R. MÜSSNER & U. RIECKEN (2002): *Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz*. *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 70: 357–407. Bonn-Bad Godesberg.
- BERNOTAT, D., H. SCHLUMPRECHT, C. BRAUNS, J. JEBRAM, G. MÜLLER-MOTZFELD, U. RIECKEN, K. SCHEURLIN & M. VOGEL (2002a): *Gelbdruck „Verwendung tierökologischer Daten“*. In: PLACHTER, H., D. BERNOTAT, R. MÜSSNER & U. RIECKEN (2002): *Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz*. *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 70: 109–217. Bonn-Bad Godesberg.
- BIERHALS, E. (1975): *Ökologisch und naturwissenschaftlich wertvolle Gebiete Niedersachsens*. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Ministers des Innern. TU Hannover (unveröff.)
- BIERHALS, E. (1988): *CIR-Luftbilder für die flächendeckende Biotopkartierung*. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 8 (5): 77–104. Hannover.
- BIERHALS, E. (2000): *Die Eingriffsbeurteilung auf der Grundlage von Biotopwerten*. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 20 (3): 124–126. Hildesheim.
- BIERHALS, E. (Bearb., 2003): *Arbeitshilfe zur Anwendung der Eingriffsregelung bei Bodenabbauvorhaben*. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 23 (4): 117–152. Hildesheim.
- BIERHALS, E., A. PREISS & A. ZIEGLER-SCHMIDT (2001): *Leitfaden Landschaftsplan*. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 21 (2): 69–120. Hildesheim.
- BIERHALS, E., O. v. DRACHENFELS & M. RASPER (2004): *Wertstufen und Regenerationsfähigkeit der Biotoptypen in Niedersachsen*. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 24 (4): 231–240. Hildesheim.

- BIOLOGISCHE STATION OSTERHOLZ (1991): Pflege- und Entwicklungsplan NSG Truper Blänken. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Lüneburg. Osterholz-Scharmbeck. 133 S. + Abb., Quellenverzeichnis und Anhang.
- BIOS (2003): Monitoring im FFH-Gebiet 35 „Reithbruch“. Kartierung der Biotop- und Lebensraumtypen sowie Pflanzenartenerfassung. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Lüneburg. Osterholz-Scharmbeck.
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. 4. Aufl. Schr.R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 24, Bonn-Bad Godesberg. 479 S.
- BLAB, J. & U. RIECKEN (1989): Konzept und Probleme einer Biotopgliederung als Grundlage für ein Verzeichnis der gefährdeten Tier-Lebensstätten in der Bundesrepublik Deutschland. Schr.R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 29: 78–94. Bonn-Bad Godesberg.
- BLUME, H.-P. & H. SUKOPP (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. Schr.R. f. Vegetationskde. 10: 75–89. Bonn-Bad Godesberg.
- BRAND, J. (2000): Untersuchungen zur systematischen Umgrenzung und Untergliederung sowie zur standörtlichen und landschaftsräumlichen Bindung von Feuchtwäldern im nordwestdeutschen Tiefland. Diss. Bot. 323. Berlin, Stuttgart. 344 S. + Tab.
- BRECHTEL, F. & N. HACKENBERG (1989): Zur Zuverlässigkeit der Biotopkartierung als Datengrundlage für Planungen des Naturschutzes – Ergebnisse einer stichprobenartigen Überprüfung in Rheinland-Pfalz. Natur u. Landschaft 64 (7/8): 309–314.
- BREHM, J. & M. P. D. MEIJERING (1982): Fließgewässerkunde. Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse. Biolog. Arbeitsbücher 36. Heidelberg (Quelle & Meyer). 311 S.
- BREUER, W. (2000): Die Eingriffsregelung in der Bauleitplanung zwischen Agenda 21 und den vier Grundrechenarten. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 20 (3): 115–123. Hildesheim.
- BREUSTE, J. (2001): Nutzung als Untersuchungsgegenstand und Raumbezug der Stadtökologie. Stand und Perspektiven – die IALE-Arbeitsgruppe Urbane Landschaften. Naturschutz u. Landschaftsplanung 33 (2/3): 95–100.
- BROCKHAUS (2001/2002): Der Brockhaus in 15 Bänden. Leipzig, Mannheim (F.A. Brockhaus). 2. Aufl.
- BRUKER, J. (2004): Naturschutzgroßprojekte des Bundes. Förderprogramm zur Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung – Naturschutzgroßprojekte und Gewässerrandstreifenprogramm. Natur u. Landschaft 79 (9/10): 393–401.
- BRUNKEN, H. (1986): Zustand der Fließgewässer im Landkreis Helmstedt: ein einfaches Bewertungsverfahren. Natur u. Landschaft 61 (4): 130–133.
- BUCHWALD, K. (1978): Landschaft – Begriffe, Elemente, System. In: K. BUCHWALD & W. ENGELHARDT (Hrsg.): Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt, Bd. 2. Die Belastung der Umwelt: 1–23. München.
- BUDER, W. (Bearb., 2003): Biotopkartierung in Sachsen. Kartieranleitung, Stand: Oktober 2003. Materialien zu Naturschutz u. Landschaftspflege. Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.). Dresden. 51 S.
- BUDER, W. & S. UHLEMANN (2004): Biotoptypenliste für Sachsen. Materialien zu Naturschutz u. Landschaftspflege. Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.). Dresden. 135 S.
- BUSHARD, M., B. HAUSTEIN, J. LÜTTMANN & P. WAHL (1990): Rote Liste der bestandsgefährdeten Biotoptypen von Rheinland-Pfalz (Stand 1.12.1989). Ministerium f. Umwelt u. Gesundheit Rheinland-Pfalz. Mainz. 16 S.
- BÜTEHORN, N. & H. PLACHTER (1991): Methodische Leitlinien für zeitgemäße Biotoperfassungen. Vogel u. Umwelt 6: 299–311.
- BÜTEHORN, N. & H. PLACHTER (1995): Zwischenstand der Hessischen Biotopkartierung 1992–1994. Vogel u. Umwelt 8: 193–222.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, DIRECTORATE-GENERAL, ENVIRONMENT, NUCLEAR SAFETY AND CIVIL PROTECTION (1991a): CORINE biotopes – The design, compilation and use of an inventory of sites of major importance for nature conservation in the European Community (EUR 13231). Brüssel, Luxemburg. 132 S.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, DIRECTORATE-GENERAL, ENVIRONMENT, NUCLEAR SAFETY AND CIVIL PROTECTION (1991b): CORINE biotopes manual – A method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation. Data specifications – Part 2 (EUR 12587/3). Brüssel, Luxemburg. 300 S.
- CORDES, H., T. KAISER, H. v. d. LANCKEN, M. LÜTKEPOHL & J. PRÜTER (1997): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. Bremen (H. M. Hauschild). 367 S.
- CORDES, U. & K.-J. CONZE (2007): Biotopkataster Rheinland-Pfalz. Kartieranleitung (Stand 13.04.2007). pdf-Datei. 116 S.  
[http://www.osiris-projekt.rlp.de/upload/070413\\_bk\\_kartieranleitung\\_46.pdf](http://www.osiris-projekt.rlp.de/upload/070413_bk_kartieranleitung_46.pdf) (zuletzt aufgerufen am 14.08.2009)
- DAHL, F. (1908): Grundsätze und Grundbegriffe der biocönotischen Forschung. Zool. Anzeiger 33: 349–353.
- DAVIES, C.E. & D. MOSS (2002): EUNIS Habitat classification 2001 work programme, Final report. Centre for Ecology and Hydrology (CEH), Monks Wood, UK. 108 S. + Anhänge.
- DAVIES, C.E., D. MOSS & M.O. HILL (2004): EUNIS Habitat classification revised 2004. Report to European Environment Agency and European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. 307 S. + Annex 1: Index numbers and names of all EUNIS habitats 2004. 90 S. pdf-Datei.  
[http://eunis.eea.europa.eu/upload/EUNIS\\_2004\\_report.pdf](http://eunis.eea.europa.eu/upload/EUNIS_2004_report.pdf)  
Typenliste: [http://eunis.eea.europa.eu/upload/EUNIS\\_2004\\_list.pdf](http://eunis.eea.europa.eu/upload/EUNIS_2004_list.pdf)  
Internetübersicht der Klassifikation: <http://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp> (zuletzt aufgerufen am 14.08.2009)
- DE BLUST, G., D. PAELINCKX & E. KUIJKEN (1994): Up-to-date information on nature quality for environmental management in Flanders. In: KLIJN, F. (edit., 1994): Ecosystem Classification for Environmental Management: 223–249. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands.
- DELARZE, R., Y. GONSETH & P. GALLAND (1999): Lebensräume der Schweiz. Thun. 413 S.
- DEVILLERS, P. & J. DEVILLERS-TERSCHEUREN (1996): A Classification of Palearctic habitats. Nature and Environment 78: 1–194. Strasbourg (Council of Europe Publishing).
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Stuttgart (Ulmer). 683 S.
- DIERSSEN, K. & B. (2001): Moore. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Stuttgart (Ulmer). 230 S.
- DORDA, D. (1991): Welche (flächenwirksamen) Aussagen der Veränderung erlaubt die Fortschreibung der Biotopkartierung? – Ein inhaltlicher und methodischer Beitrag zur Fortführung der Biotopkartierung im Saarland. Natur u. Landschaft 66 (4): 212–214.
- DRACHENFELS, O. v. (1984): Beschreibung der Naturräumlichen Regionen Niedersachsens als Grundlage für die Landschaftsrahmenplanung. Vervielf. Mskr. Im Auftrag des Nieders. Landesverwaltungsamtes – Fachbehörde für Naturschutz. Hannover.
- DRACHENFELS, O. v. (1990): Naturraum Harz – Grundlagen für ein Biotopschutzprogramm. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 19: 100 S. Hannover.

- DRACHENFELS, O. v. (Bearb.) (1992): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28 a NNatG geschützten Biotope, Stand Oktober 1992. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. A/4. 168 S. Hannover.
- DRACHENFELS, O. v. (1993): Möglichkeiten und Probleme der Auswertung von Biotopkartierungen für eine Rote Liste gefährdeter Biotoptypen. Schr.R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 38: 33–46. Bonn-Bad Godesberg.
- DRACHENFELS, O. v. (Bearb.) (1994): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope, Stand September 1994. 3., überarb. u. erg. Aufl. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. A/4: 192 S. Hannover.
- DRACHENFELS, O. v. (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen der Biotop- und Ökosystemtypen sowie ihrer Komplexe. Stand Januar 1996. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 34: 1–146. Hannover.
- DRACHENFELS, O. v. (2001): Welchen Beitrag kann die FFH-Richtlinie zur Sicherung der Biotop-Vielfalt leisten? Repräsentanz der Biotoptypen durch die Lebensraumtypen in Anhang I und die Habitate der Arten in Anhang II am Beispiel des Nordwestdeutschen Tieflands. Naturschutz und Landschaftsplanung 33 (7): 205–212.
- DRACHENFELS, O. v. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2004. 6., völlig überarb. Aufl. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. A/4: 240 S. Hildesheim.
- DRACHENFELS, O. v. (Bearb., 2008): Hinweise zur Kartierung und Bewertung der FFH-Lebensraumtypen in Niedersachsen, mit Anlagen. Vervielf. Mskr.
- DRACHENFELS, O. v., H. BEUTLER, T. HÜBNER, G. LUDWIG, M. NEUKIRCHEN, E. SCHRÖDER, M. VISCHER-LEOPOLD, M. WAGNER & R. WARNKE-GRÜTTNER (2005): Empfehlungen zur Bewertung des Erhaltungszustands der FFH-Lebensraumtypen: Moore und Heiden. Natur u. Landschaft 80 (11): 484–488.
- DRACHENFELS, O. v., J. LÜTTMANN & W. ZACHAY (1984a): Zoologisch bedeutsame Biotoptypen in Rheinland-Pfalz – Entwurf eines Zootop-Kataloges mit Verzeichnissen kennzeichnender Tierarten und Tiergruppen. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Rheinland-Pfalz. 372 S. Hannover.
- DRACHENFELS, O. v. & H. MEY (1985): Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen, 2. Fassung, Stand 1985. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. A/3. 89 S. Hannover.
- DRACHENFELS, O. v. & H. MEY (1990): Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen, 3. Fassung, Stand 1990. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. A/3; 103 S. Hannover.
- DRACHENFELS, O. v. & H. MEY (1991): Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen, 3. Fassung, Stand 1991. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. A/3; 112 S. Hannover.
- DRACHENFELS, O. v. & H. MEY (1996): Karte der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 16 (6): 251–261. Hannover.
- DRACHENFELS, O. v., H. MEY. & P. MIOTK (1984b): Naturschutzatlas Niedersachsen. Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. Ergebnis der ersten landesweiten Kartierung, Stand 1984. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 13. 263 S. Hannover.
- DUDEN (2006): Die deutsche Rechtschreibung. 24. Aufl. Bd. 1. Mannheim. 1216 S.
- EDER, R. (1989): Die Fortführung der Biotopkartierung in Bayern. Natur u. Landschaft 64 (3): 105–110.
- EHLERT, T., T. POTTGIESSER & U. KOENZEN (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – Flusstypen. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Merkblätter Nr. 34: 1–127. Essen.
- ELLENBERG, H. (1963): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 1. Aufl. Stuttgart (Ulmer). 943 S.
- ELLENBERG, H. (1973): Versuch einer Klassifikation der Ökosysteme nach funktionalen Gesichtspunkten. In: ELLENBERG, H. (Hrsg.): Ökosystemforschung. Ergebnisse Symp. Deutsch. Bot. Ges. u. Ges. f. Angew. Bot. Innsbruck 1971: 235–265. Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- ELLENBERG, H., H.E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18; 248 S. Göttingen.
- ERZ, W. (1980): Naturschutz – Grundlagen, Probleme und Praxis. In: BUCHWALD, K. & W. ENGELHARDT (Hrsg.): Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt. Band 3: Die Bewertung und Planung der Umwelt: 560–637. München.
- ESER, U., C. GRÖZINGER, W. KONOLD & P. POSCHLOD (1992): Naturschutzstrategien. Veröff. Projekt „Angewandte Ökologie“ Band 2. LfU Baden-Württemberg. Karlsruhe. 103 S.
- ESER, U. & T. POTHAST (1997): Bewertungsprobleme und Normbegriff in Ökologie und Naturschutz aus wissenschaftlicher Perspektive. Z. Ökologie u. Naturschutz 6: 181–189.
- ESSINK, K., C. DETTMANN, H. FARKE, K. LAURSEN, G. LÜERSSSEN, H. MARENCIC & W. WIERSINGA (Eds., 2005): Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven. 359 S.
- ESSL, F. & G. EGGER (2008): Lebensraumvielfalt in Österreich – Diversität, Gefährdung und Handlungsbedarf. Ergebnisse der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Umweltbundesamt, Wien (in Vorber.).
- ESSL, F., G. EGGER & T. ELLMAUER (2002a): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs: Konzept. UBA-Monographien 155: 40 S. Umweltbundesamt, Wien.
- ESSL, F., G. EGGER, T. ELLMAUER & S. AIGNER (2002b): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Wälder, Forste, Vorwälder. UBA-Monographien 156: 104 S. Umweltbundesamt, Wien.
- ESSL, F., G. EGGER, T. ELLMAUER & S. AIGNER (2004a): Das Konzept zum Biotoptypenkatalog und zur Roten Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Natur u. Landschaft 79 (8): 350–357.
- ESSL, F., G. EGGER, G. KARRER, M. THEISS, S. AIGNER (2004b): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen, Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume, Gehölze des Offenlandes und Gebüsche. UBA-Monographien 167: 272 S. Umweltbundesamt, Wien.
- ESSL, F., G. EGGER, M. POPPE, I. RIPPEL-KATZMAIER, M. STAUDINGER, S. MUHAR, M. UNTERLERCHER & K. MICHOR (2008): Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Binnengewässer, Gewässer- und Ufervegetation; Technische Biotoptypen und Siedlungsbiotoptypen. Neuer Wissenschaftlicher Verlag, Wien, 316 S.
- ESSL, F. & K. P. ZULKA (2005): Die Anwendung von Gefährdungsindikatoren und -kriterien in den Roten Listen: Überblick, Anwendungsbeispiele aus Österreich und Perspektiven. Nat.schutz Biol. Vielfalt 18: 239–259.
- EUROPEAN COMMISSION, DG ENVIRONMENT (1996): Interpretation Manual of European Union habitats. EUR 15. Brussels. 103 S.
- EUROPEAN COMMISSION, DG ENVIRONMENT (1999): Interpretation Manual of European Union habitats. EUR 15/2. Brussels. 119 S.

- EUROPEAN COMMISSION, DG ENVIRONMENT (2007): Interpretation Manual of European Union habitats. EUR 27. Brussels. 142 S.  
[http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index\\_en.htm#interpretation](http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm#interpretation)  
(zuletzt aufgerufen am 14.08.2009)
- FREY, W. & R. LÖSCH (2004): Lehrbuch der Geobotanik. Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit. 2. Aufl. 528 S. München (Elsevier).
- FRIESE, G., H.J. MÜLLER, W. DUNGER, W. HEMPEL & B. KLAUSNITZER (1973): Habitatkatalog für das Gebiet der DDR. Entomol. Nachr. (Dresden), Bd. 17 (4/5): 42–77.
- GARVE, E. & V. GARVE (2000): Halophyten an Kalihalden in Deutschland und Frankreich (Elsass). *Tuexenia* 20: 375–418. Göttingen.
- GEHLKEN, B. (1997): Die Verwendung des Forstbegriffs in der Pflanzensoziologie, der Vegetationskunde und der Landschaftsplanung. *Natur u. Landschaft* 72 (12): 550–555.
- GÉHU, J. M. (1984): Classification of European ecosystems. Council of Europe. Report SN-VS(84)3 to the European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources.
- GEISER, R. (1992): Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. *Laufener Seminarbeitr.* 2/92: 22–34.
- GLAHN, H. v. (1968): Der Begriff des Vegetationstyps im Rahmen eines allgemeinen naturwissenschaftlichen Typenbegriffes. In: R. TÜXEN (Hrsg.): Pflanzensoziologische Systematik. Ber. Int. Symp. IVV Stolzenau 1964: 1–14. Junk. Den Haag.
- GLAVAČ, V. (1996): Vegetationsökologie. Jena u.a. (G. Fischer) 358 S.
- HAAREN, C. v. (Hrsg., 2004): Landschaftsplanung. Stuttgart (UTB). 527 S.
- HAAREN, C. v., M. WEHNER & H. STRUCK (1993): Biotopotential – Ökologische Standorttypisierung und -klassifizierung. Studie im Auftrag des Umlandverbandes Frankfurt. ARUM Hannover (unveröff.). 54 S.
- HAEUPLER, H. (2002): Die Biotope Deutschlands. *Schr.R. f. Vegetationskde.* 38: 247–272. Bonn-Bad Godesberg.
- HAEUPLER, H. & T. MUER (2007): Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. 2. Aufl. Stuttgart (Ulmer). 789 S.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (Hrsg., 1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. Stuttgart (Ulmer). 768 S.
- HAMMER, D. & W. VÖLKL (1993): Die Problematik der Einbeziehung tierökologischer Kriterien bei der Erstellung einer "Roten Liste Biotope". *Schr.R. f. Landschaftspflege u. Natursch.* 38: 117–134. Bonn-Bad Godesberg.
- HANSTEIN, U. & K. STURM (1986): Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. *Aus dem Walde* 40: 1–194.
- HEILAND, S. & S. POBLOTH (2009): Anforderungen an landschaftsplanerische Instrumente zur Bewältigung der Folgen des Klimawandels. In: BBN (Hrsg.): Stimmt das Klima? Naturschutz im Umbruch. *Jb. Natursch. Landschaftspf.* 57: 71–81. Bonn.
- HERMANN, U. (1983): *Knaurs etymologisches Lexikon.* München (Droemer Knaur). 520 S.
- HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEINRICHTUNG, WALDFORSCHUNG UND WALDÖKOLOGIE (1999): Hessische Biotopkartierung. Anwenderorientierte Erläuterungen zur Kartiermethodik. 1. Fassung, August 1999. 34 S. + Anh.
- HMULF [Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten] (Hrsg., 1995): Hessische Biotopkartierung (HB) Kartieranleitung, 3. Fassung Juni 1995. Wiesbaden.
- HOFMEISTER, H. (1997): *Lebensraum Wald. Pflanzengesellschaften und ihre Ökologie.* 4. Aufl. Berlin (Parey). 285 S.
- HÜLBUSCH, K. H. (1983): Wo steht Naturschutz in Theorie, Forschung und Praxis. In: ABN (Hrsg.): Naturschutz und Landschaftspflege zwischen Erhalten und Gestalten. *Jb. Natursch. Landschaftspf.* 33: 166–176. Bonn.
- HÜTTER, M. (1996): Der ökosystemare Stoffhaushalt unter dem Einfluss des Menschen – geoökologische Kartierung des Blattes Bad Iburg 1: 25 000. *Forsch. z. Dt. Landeskunde* 241: 197 S. Trier.
- JANISCH, P. & M. WEINGARTEN (1999): *Wissenschaftstheorie der Biologie.* UTB für Wissenschaft 2033 (W. Fink). München. 317 S.
- JENSEN, U. (1987): Die Moore des Hochharzes. *Allgemeiner Teil. Naturschutz Landschaftspf.* Niedersachs. 15: 93 S. Hannover.
- JUNGMANN, S. (2004): Arbeitshilfe Boden und Wasser im Landschaftsrahmenplan. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 24 (2): 77–164. Hildesheim.
- KAISER, T. & J. O. WOHLGEMUTH (2002): Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für Biotoptypen in Niedersachsen – Beispielhafte Zusammenstellung für die Landschaftsplanung. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 22 (4): 169–242. Hildesheim.
- KAISER, T., D. BERNOTAT, M. KLEYER & C. RÜCKRIEM (2002): Gelbdruck „Verwendung floristischer und vegetationskundlicher Daten“. In: PLACHTER, H., D. BERNOTAT, R. MÜSSNER & U. RIECKEN (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. *Schr.R. Landschaftspf. u. Natursch.* 70: 219–280. Bonn-Bad Godesberg.
- KARL, H. (Bearb., 1998): Anleitung für Biotopkartierungen im Gelände in Mecklenburg-Vorpommern. *Schr.R. des Landesamtes für Umwelt und Natur 1998/Heft 1.* 289 S.
- KASTL, B., H.-J. KELM & K. STURM (1986): Naturschutzaufgaben in den niedersächsischen Landesforsten - Vorschläge zur Beschreibung der Wälder auf ökologischer Grundlage, Anregungen für den Schutz von Waldökosystemen. *Beitr. Naturk. Niedersachsens* 39: 60–100.
- KAULE, G. (1974): Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. *Erfahrungen 1974.* Verh. Ges. Ökologie.
- KAULE, G. (1991): *Arten- und Biotopschutz.* 2. Auflage Stuttgart. 461 S.
- KIEL, E. & K. BATMER (2009): Quellbiotope im Norddeutschen Tiefland. Einflüsse der Landschaftsveränderung am Beispiel eines Teileinzugsgebiets der Hunte. *Natur u. Landschaft* 84 (2): 71–77.
- KLATT, E. (1985): Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG „Viehmoor“ bei Leiferde. Unveröff. Gutachten für die Bezirksregierung Braunschweig. 103 S. + Karten.
- KLIJN, F. (edit., 1994): *Ecosystem Classification for Environmental Management.* Dordrecht, The Netherlands (Kluwer Academic Publishers). 293 S. + Anh.
- KLINK, H.-J. (1966): *Naturräumliche Gliederung des Ith-Hils-Berglandes.* Art und Anordnung der Physiotope und Ökotope. *Forschungen zur Dt. Landeskde.* 159. Bonn-Bad Godesberg. 257 S.
- KLINK, H.-J. (1996): *Vegetationsgeographie.* 2. Aufl. Braunschweig (Westermann). 240 S.
- KNAUT, A. (1993): Zurück zur Natur! – Die Wurzeln der Ökologiebewegung. *Suppl. 1 zum Jb. Natursch. Landschaftspf.* Greven. 480 S.
- KNICKREHM, B. & S. ROMMEL (1994): Biotopkartierung in der Landschaftsplanung. *Diplomarbeit Universität Hannover* (unveröff.)
- KNICKREHM, B. & S. ROMMEL (1995): Biotopkartierung in der Landschaftsplanung. *Natur u. Landschaft* 70 (11): 519–528.
- KOEPCKE, H. W. (1971, 1973): *Die Lebensformen – Grundlagen zu einer universell gültigen biologischen Theorie.* Band I und II. 1684 S. Krefeld (Goecke u. Evers).
- KÖHLER, B. & A. PREISS (2000): Erfassung und Bewertung des Landschaftsbildes. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 20 (1): 1–60. Hildesheim.
- KOSKA, I., F. JANSEN & T. TIMMERMANN (2008): Standort-ökologische Bioindikation mit Hilfe des Vegetationsformenkonzeptes. *Tuexenia*, Beih. 1: 33–49. Greifswald.
- KOWARIK, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. *Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West).* *Landchaftsentwicklung u. Umweltforschung* Nr. 56 TU Berlin. 280 S.

- KOWARIK, I. (1999): Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: W. KONOLD, R. BÖCKER & U. HAMPICKE (Hrsg.): Handbuch für Naturschutz und Landschaftspflege. V-2.1, 1–18. Ecomed Verlag, Landsberg.
- KRATOCHWIL, A. & A. SCHWABE (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. Stuttgart (Ulmer). 756 S.
- KÜHNE, O. (2006): Landschaft und ihre Konstruktion. Theoretische Überlegungen und empirische Befunde. Naturschutz u. Landschaftsplanung 38 (5): 146–152.
- LANDKREIS CUXHAVEN (2001): Landschaftsrahmenplan. CD-ROM-Version.
- LANDKREIS OSNABRÜCK (1994): Kompensationsmodell zur Vorbereitung und Umsetzung der Eingriffsregelung gemäß NNatG im Rahmen der Bauleitplanung. Vervielf. Mskr.
- LANDKEIS VERDEN (2008): Landschaftsrahmenplan.
- LANDKREIS WOLFENBÜTTEL (2005): Landschaftsrahmenplan, Teilfortschreibung.
- LANGER, H. (1970): Die ökologische Gliederung der Landschaft und ihre Bedeutung für die Fragestellung der Landschaftspflege. Beih. 3 zu Landschaft + Stadt, 83 S.
- LAU [LANDESUMWELTAMT] BRANDENBURG (2007): Biotopkartierung Brandenburg. Band 1 Kartierungsanleitung und Anlage (312 S.), Band 2 Beschreibung der Biotoptypen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 32 BbgNatSchG geschützten Biotope und der Lebensraumtypen des Anhangs 1 der FFH-Richtlinie. 3. Aufl., 511 S.
- LAWA [Länderarbeitsgemeinschaft Wasser] (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine und mittelgroße Gewässer. Schwerin. 145 + 18 S.
- LENZ, R., B. RIEDEL & U. VOERKELIUS (1990): Landschaftsanalyse mittels Ökosystemtypen und -potentialen und ihre Bedeutung für die Planung. Landschaft + Stadt 22 (3): 84–87.
- LESER, C. (2003): Entwicklung operationell einsatzfähiger Methoden zur Biotoptypen-Kartierung anhand hochauflösender HRSC-Daten. Von der Fakultät VII – Architektur Umwelt Gesellschaft – der Technischen Universität Berlin genehmigte Dissertation. pdf-Dokument. 159 S. Berlin. <http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=967599032> (zuletzt aufgerufen am 03.09.2009)
- LESER, H. (1978): Landschaftsökologie. 2. Aufl. UTB 521. Stuttgart. 433 S.
- LESER, H. (1984): Zum Ökologie-, Ökosystem- und Ökotypbegriff. Natur u. Landschaft 59 (9): 351–357.
- LESER, H. (1997): Landschaftsökologie. 4. Aufl. UTB 521. Stuttgart. 644 S.
- LESER, H. & H.-J. KLINK (Hrsg., 1988): Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25000 (KA GÖK 25). Forsch. z. Dt. Landeskunde 228: 349 S. Trier.
- LÜDERWALDT, D. & P. MIOTK (1981): Wie wird die Biotopkartierung in die Praxis umgesetzt? Jb. Natursch. Landschaftspf. 31: 52–64.
- LÜTTMANN, J., ZACHAY, W., M. SMOLIS & O. v. DRACHENFELS (1987): Katalog zoologisch bedeutsamer Biotoptypen mit Verzeichnissen charakteristischer Tierarten und Tiergruppen. Überarb. und erg. Fassung. Materialien für die landespflegerischen Planungen. Hrsg. Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht. Oppenheim. 260 S.
- LWF & TLU [LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT, THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT] (1996, Hrsg.): Kartieranleitung zur flächendeckenden Waldbiotopkartierung im Freistaat Thüringen. 116 S.
- MARTIN, K. (2002): Ökologie der Biozöosen. Berlin, Heidelberg (Springer). 325 S.
- MAST, R. (1999): Vegetationsökologische Untersuchung der Feuchtwald-Gesellschaften im niedersächsischen Bergland. Mit einem Beitrag zur Gliederung der Au-, Bruch- und Moorwälder in Mitteleuropa. Arch. Naturwiss. Diss. 8. VIII + 283 S. + Tab. Wiehl.
- MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (Hrsg., 1953–1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Remagen/Bad Godesberg.
- MONTAG, A. (1976): Erfassung schutzwürdiger Gebiete in Niedersachsen. In: 30 Jahre Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen: 42–47.
- MOSIMANN, T. (1990): Ökotope als elementare Prozesseinheiten der Landschaft. Ein Konzept zur prozessorientierten Klassifikation von Geoökosystemen. Geosynthesis 1. 56 S. Hannover
- MOSIMANN, T., T. FREY & P. TRUTE (1999): Schutzgut Klima/Luft in der Landschaftsplanung. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 19 (4): 201–276. Hildesheim.
- MÜLLER-HOHENSTEIN, K. & C. BEIERKUHNEIN (1999): Biogeographische Raumbewertung mit Pflanzen. In: R. SCHNEIDER-SLIWA, D. SCHAUB & G. GEROLD (Hrsg.): Angewandte Landschaftsökologie. Grundlagen und Methoden: 427–450. Berlin, Heidelberg (Springer)
- NEEF, E. (1967): Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre. VEB Hermann Haack, Gotha/Leipzig. 152 S.
- NEEF, E. (1970): Zu einigen Begriffen der Ökologie. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung 10 (4): 233–240. Berlin.
- NEHRING, S. & U. ALBRECHT (2000): Biotop, Habitat, Mikrohabitat – ein Diskussionsbeitrag zur Begriffsdefinition. Lauterbornia 38: 75–84. Dinkelscherben.
- NFP [Niedersächsisches Forstplanungsamt] (1991): Ganzflächige Waldbiotopkartierung. Allgemeine Einführung und Kartierhinweise (Stand 3/91). Unveröff. Mskr. Wolfenbüttel. 27 S.
- NFP [Niedersächsisches Forstplanungsamt] (1993): Ganzflächige Waldbiotopkartierung. Allgemeine Einführung und Kartierhinweise. Unveröff. Mskr. Wolfenbüttel. 29 S.
- NFP [Niedersächsisches Forstplanungsamt] (2003): Biotopkartierung für das Niedersächsische Forstamt Danndorf. Unveröff. Mskr. Wolfenbüttel. 137 S. + Karten.
- NIEDERSÄCHSISCHER STÄDTETAG (Hrsg., 1996): Arbeitshilfe zur Ermittlung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in der Bauleitplanung. Hannover.
- NLVWA [NIEDERSÄCHS. LANDESVERWALTUNGSAMT – FACHBEHÖRDE FÜR NATURSCHUTZ] (1991): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a NNatG geschützten Biotope. Behördeninterner Entwurf, Stand Mai 1991.
- NMELF [NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT U. FORSTEN] (2002): Leitlinie Naturschutz und Landschaftspflege in Verfahren nach dem Flurbereinigungsgesetz. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 22 (2): 57–136. Hildesheim.
- ÖKOTOP GbR, Arbeitsgemeinschaft Braunschweiger Ökologen (Bearb., 2001): Pflege- und Entwicklungsplan Niedersächsischer Drömling. Grundlagenband G3 Flora und Vegetation. E+E-Vorhaben: Erprobung alternativer Planungsschritte bei Pflege- und Entwicklungsplänen am Beispiel des Niedersächsischen Drömlings. 540 S. + Anh., Karten. Braunschweig.
- OVERBECK, F. (1975): Botanisch-geologische Moorkunde. Neumünster (Wachholtz). 719 S.
- PATERAK, B., E. BIERHALS & A. PREISS (2001): Hinweise zur Ausarbeitung und Fortschreibung des Landschaftsrahmenplans. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 21 (3): 121–192. Hildesheim.
- PEPLER-LISBACH, C. & J. PETERSEN (2001): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 8: Callunoulicetea (G3), Teil 1: Nardetalia strictae, Borstgrasrasen. Göttingen. 117 S.
- PETERS, J. & B. KLINKHAMMER (2000): Kulturhistorische Landschaftselemente. Systematisieren, kartieren und planen – Untersuchungen in Brandenburg. Naturschutz u. Landschaftsplanung 32 (5): 147–152.
- PETERSEN, J. (2000): Die Dünenalvegetation der Wattenmeer-Inseln in der südlichen Nordsee. Eine pflanzensoziologische und ökologische Vergleichsuntersuchung unter Berücksichtigung von Nutzung und Naturschutz. Husum (Husum). 204 S. + Anh.
- PFADENHAUER, J. (1997): Vegetationsökologie – ein Skriptum. 2. Aufl. Eching (IHW-Verl.). 448 S.



- PIECHOCKI, R. (2006): Der staatliche Naturschutz im Spiegel seiner Wegbereiter. 4. – Hugo Conwentz (1855–1922): „Extremer Fleiß und taktische Klugheit“. *Natur u. Landschaft* 81 (3): 158–159.
- PIECHOCKI, R. (2007): Genese der Schutzbegriffe. 4. – Naturdenkmalschutz (um 1900). *Natur u. Landschaft* 82 (4): 158–159.
- PLACHTER, H. (1989a): Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. *Schr.R. f. Landschaftspf. u. Naturschutz* 29: 107–135. Bonn-Bad Godesberg.
- PLACHTER, H. (1989b): Naturschutzplanung auf wissenschaftlicher Grundlage. *Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz* H. 80: 58–89.
- PLACHTER, H. (1992): Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 67: 9–48. Karlsruhe.
- PLACHTER, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 3: 87–106.
- PLACHTER, H., D. BERNOTAT, R. MÜSSNER & U. RIECKEN (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. *Schr.R. Landschaftspf. u. Natursch.* 70. Bonn-Bad Godesberg. 566 S.
- PLANCKE, A. & SCHERFOSE, V. (1998): Praxis und Empfehlungen zur Bewertung in Pflege- und Entwicklungsplänen zu Naturschutzgroßprojekten des Bundes. *Angewandte Landschaftsökologie* 18: 69–85. Bonn-Bad Godesberg.
- POHL, D. (1979): Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. Hannover. 55 S. (vervielf. Mskr.)
- POTT, R. (1995a): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl. Stuttgart (Ulmer). 622 S.
- POTT, R. (1995b): Farbatlas Nordseeküste und Nordseeinseln. Ausgewählte Beispiele aus der südlichen Nordsee in geobotanischer Sicht. Stuttgart (Ulmer). 288 S.
- POTT, R. (1996): Biotoptypen. Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. Stuttgart (Ulmer). 448 S.
- POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER (2003): Kurznamen der Biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands (Stand 15. Dezember 2003). In: UMWELTBÜRO ESSEN (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL – Teil II Endbericht. Im Auftrag der LAWA. Essen. 20 S. pdf-Datei. [http://www.umweltbuero-essen.de/Bereiche/Limno/Dt\\_Typen\\_Kurznamen.pdf](http://www.umweltbuero-essen.de/Bereiche/Limno/Dt_Typen_Kurznamen.pdf) (zuletzt aufgerufen am 14.08.2009)
- PREISING, E., H.-C. VAHLE, H. HOFMEISTER, J. TÜXEN & H.E. WEBER (1990 ff.): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 20 (mehrere Bände). Hannover, Hildesheim.
- PROJEKTGRUPPE AKTIONSPROGRAMM QUELLEN (2004): Bayerischer Quelltypenkatalog. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.). München. 106 S. pdf-Datei. [http://www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/aktionsprogramm\\_quellen/doc/quelltypenkatalog.pdf](http://www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/aktionsprogramm_quellen/doc/quelltypenkatalog.pdf) (zuletzt aufgerufen am 14.08.2009)
- RABOTNOV, T. (1992): Phytozoölogie. Struktur und Dynamik natürlicher Ökosysteme. Stuttgart (Ulmer). 243 S.
- RASPER, M. (2001): Morphologische Fließgewässertypen in Niedersachsen – Leitbilder und Referenzgewässer. *NLÖ* (Hrsg.). 98 S. Hildesheim
- RENNWALD, E. (Bearb., 2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. *Schr.R. f. Vegetationskunde* 35: 800 S. + CD-ROM. Bonn-Bad Godesberg.
- RETTICH, H. (1999a): Anfänge und Entwicklung des amtlichen Naturschutzes in Niedersachsen: Ereignisse – Daten – Fakten. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 19 (3): 130–160. Hildesheim.
- RETTICH, H. (1999b): Kurzbiografien wichtiger Persönlichkeiten im amtlichen Naturschutz des Landes Niedersachsen. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 19 (3-Suppl.): 3–16. Hildesheim.
- RIECKEN, U. (1998): Vorschlag zu „Bagatelluntergrenzen“ für die Flächengröße von besonders geschützten Biotopen nach § 20c BNatSchG. *Natur u. Landschaft* 73 (11): 492–499.
- RIECKEN, U. (2002): Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes: Gesetzlich geschützte Biotope nach § 30. *Natur u. Landschaft* 77 (9/10): 397–406.
- RIECKEN, U. & J. BLAB (1989): Biotope der Tiere in Mitteleuropa. *Naturschutz aktuell* Nr. 7, Greven. 123 S.
- RIECKEN, U., P. FINCK, U. RATHS, E. SCHRÖDER & A. SSYMANK (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschland. Zweite fortgeschriebene Fassung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 34: 318 S.
- RIECKEN, U., P. FINCK, U. RIES, E. SCHRÖDER & A. SSYMANK (2003): Standard-Biotoptypenliste für Deutschland - 2. Fassung: Februar 2003 -. *Schr.R. f. Landschaftspf. u. Natursch.* 75: 1–65. Bonn-Bad Godesberg.
- RIECKEN, U., U. RIES & A. SSYMANK (1993): Biotoptypenverzeichnis für die Bundesrepublik Deutschland. *Schr.R. f. Landschaftspf. u. Natursch.* 38: 301–339. Bonn-Bad Godesberg.
- RIECKEN, U., U. RIES & A. SSYMANK (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. *Schr.R. f. Landschaftspf. u. Natursch.* 41: 1–184. Bonn-Bad Godesberg.
- RIECKEN, U. & A. SSYMANK (1993): Rote Liste Biotope - Übersicht über bestehende Ansätze, Ziele, Möglichkeiten und Probleme. *Schr.R. f. Landschaftspf. u. Natursch.* 38: 9–23. Bonn-Bad Godesberg.
- RIEDL, U. (1983): Das Strukturtypenkonzept. Ein Ansatz zur Erfassung von Tier-Lebensräumen. Diplomarbeit am Inst. f. Landschaftspflege u. Naturschutz d. Universität Hannover (unveröff.).
- RIEDL, U. (2000): Biotopschutz. In: H.-J. DAHL, M. NIEKISCH, U. RIEDL & V. SCHERFOSE: Arten-, Biotop- und Landschaftsschutz: 173–242. K. Buchwald & W. Engelhardt (Hrsg.): *Umweltschutz – Grundlagen und Praxis* 8. Heidelberg (Economica)
- ROTHMALER, W. (2002): Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. 9. Aufl., hrsg. von E. J. JÄGER & K. WERNER. Heidelberg, Berlin (Spektrum). 948 S.
- SACHTELEBEN, J. & M. BEHRENS (Bearb., 2009): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Ergebnisse des F(orschungs)- und E(ntwicklungs)-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“ im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013. Auftragnehmer: Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH, München (PAN), Institut für Landschaftsökologie, AG Biozoölogie, Münster (ILÖK). Stand März 2009. Unveröff.
- SCHAEFER, M. (2003): Wörterbuch der Ökologie. 4. Aufl. Heidelberg, Berlin (Spektrum). 452 S.
- SCHAEFFER/SCHACHTSCHABEL (1976): Lehrbuch der Bodenkunde. 9. Aufl., Neubearb. von P. SCHACHTSCHABEL, H.-P. BLUME, K.H. HARTGE & U. SCHWERTMANN. Stuttgart (F. Enke). 394 S.
- SCHLUMPRECHT, H. & VÖLKL, W. (1992): Der Erfassungsgrad zoologisch wertvoller Lebensräume bei vegetationskundlichen Kartierungen. *Natur u. Landschaft* 67 (1): 3–7.
- SCHMIDT, M., G. v. OHEIMB, W.-U. KRIEBITZSCH, H. ELLENBERG (2003): Welche Gefäßpflanzen können als typische Waldarten gelten? – Zielsetzung und Anwendungsmöglichkeiten einer für Norddeutschland erarbeiteten Liste. *Tuexenia* 23: 57–70. Göttingen.
- SCHRAMM, E. (1985): Theoretische und ökologehistorische Bemerkungen zum Ökosystem- und Biotopbegriff. *Natur u. Landschaft* 60 (3): 112–114.
- SCHREINER, J. (2008): Praxis-Wörterbuch Umwelt Naturschutz Nachhaltigkeit. Deutsch-Englisch/English-German. 2. Aufl. Stuttgart (Wiss. Verlagsges.). 729 S.

- SCHROEDER, D. (1972): Bodenkunde in Stichworten. 2. Aufl. Hirths Stichwörterbücher. 144 S.
- SCHUBERT, R. (2005): Zur Gliederung von Pflanzengesellschaften. Ein Diskussionsbeitrag. *Tuexenia* 15: 3–9. Göttingen.
- SCHUBERT, R., W. HILBIG & S. KLOTZ (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Jena (G. Fischer). 403 S.
- SCHUBERT, R., W. HILBIG & S. KLOTZ (2001): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heidelberg, Berlin (Spektrum Akad. Verlag). 472 S.
- SCHULTE, W. & VOGGENREITER, V. (1986): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage für eine stärker naturschutzorientierte Stadtplanung. *Natur u. Landschaft* 61 (7/8): 275–282.
- SCHULTE, W., H. SUKOPP & P. WERNER (1993): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer am Naturschutz orientierten Planung. *Natur u. Landschaft* 68 (10): 491–526.
- SCHWOERBEL, J. (1977): Einführung in die Limnologie. 3. Aufl. UTB 31. Stuttgart, New York. 191 S.
- SENATSWERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND LANDESBEAUFTRAGTER FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg., 2005): Biotopkartierung Berlin. Grundlagen – Standards – Bewertung. CD-ROM, Version 2.1
- SIMONS, P. (1992): Philosophische Aspekte der Klassifikation. In: H. GOEBL & M. SCHRADER (Hrsg.): Datenanalyse, Klassifikation und Informationsverarbeitung. Methoden und Anwendungen in verschiedenen Fachgebieten: 21–28. Heidelberg (Physica-Verlag).
- SOMMERHÄUSER, M., T. POTTGIESSER, M. HALLE & S. SEUTER (2002): Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalens. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Merkblätter Nr. 36: 58 S.
- SOULÉ, M. E. (1986): Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity. Sunderland, Massachusetts. 584 S.
- SSYMANK, A., U. RIECKEN & U. RIES (1993): Das Problem des Bezugssystems für eine Rote Liste Biotop. *Schr.R. f. Landschaftspf. u. Natursch.* 38: 47–58. Bonn-Bad Godesberg.
- STEINHARDT, U. (1999): Die Theorie der geographischen Dimensionen in der Angewandten Landschaftsökologie. In: R. SCHNEIDER-SLIWA, D. SCHAUB & G. GEROLD (Hrsg.): Angewandte Landschaftsökologie. Grundlagen und Methoden: 47–64. Berlin, Heidelberg (Springer).
- STEINHARDT, U., O. BLUMENSTEIN & H. BARSCH (2005): Lehrbuch der Landschaftsökologie. Heidelberg. 294 S.
- SUCCOW, M. & L. JESCHKE (1986): Moore in der Landschaft. Thun, Frankfurt/M. (Harri Deutsch). 268 S.
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Jena. 340 S.
- SUKOPP, H. (1976): Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. *Schr.R. f. Vegetationskde.* 10: 9–26. Bonn-Bad Godesberg.
- TLUG [THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE] (Hrsg.) (2001): Kartieranleitung zur Offenland-Biotopkartierung im Freistaat Thüringen. Jena. 183 S.
- TIMMERMANN, T., J. DENGLER, A. ABDANK & C. BERG (2006): Objektivierung von Naturschutzbewertungen. Das Beispiel Roter Listen von Pflanzengesellschaften. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 38 (5): 133–139.
- TRAXLER, A., MINARZ, E., ENGLISCH, T., FINK, B., ZECHMEISTER, H. & ESSL, F. (2005): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs: Moore, Sümpfe und Quellfluren; Hochgebirgsrasen, Polsterfluren, Rasenfragmente und Schneeböden; Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfluren; Zwergstrauchheiden; Geomorphologisch geprägte Biotoptypen. UBA-Monographien 174: 286 S. Umweltbundesamt, Wien.
- TREPL, L. (1987): Geschichte der Ökologie. Vom 17. Jahrhundert bis zur Gegenwart. Frankfurt a. M. (Athenäum). 280 S.
- TÜXEN, J. (1979): Vorschlag einer typologischen Ordnung der Niedersächsischen Hochmoore – Vorläufige Mitteilung. *Telma* 9: 15–29. Hannover.
- UMWELT INSTITUT HÖXTER (1996): Kartierung der nach § 28a NNatG besonders geschützten Biotop im Landkreis Holzminden. Abschlussbericht. Im Auftrag des Landkreises Holzminden. Höxter. 38 + XIV S. unveröff.
- USHER, M. B. & W. ERZ (Hrsg.) (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Heidelberg, Wiesbaden. 340 S.
- WAGENITZ, G. (2003): Wörterbuch der Botanik. 2. Aufl., Heidelberg, Berlin (Spektrum). XIV + 552 S.
- WALENTOWSKI, H. & S. WINTER (2007): Naturnähe im Wirtschaftswald – was ist das? *Tuexenia* 27: 19–26. Göttingen.
- WEBER, H. E. (1978): Vegetation des Naturschutzgebiets Balksee und Randmoore (Kreis Cuxhaven). Dokumentation und Vorschläge zur Erhaltung der schutzwürdigen Pflanzen und Pflanzengesellschaften. *Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen* 9: 168 S. Hannover
- WELLER, F. & K.-J. DURWEN (1994): Standort und Landschaftsplanung. Ökologische Standortkarten als Grundlagen der Landschaftsplanung. *Landsbergs (ecomod)*. 170 S.
- WESTHUS, W. & L. FABER (1998): Biotopkartierungen in Thüringen im Überblick. *Landschaftspflege u. Naturschutz in Thüringen* 35 (1): 8–13.
- WEYER, K. van de (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Merkblätter Nr. 30: 106 S. + Anh. Essen.
- WIEGAND, G. (2002): Spurensuche in Niedersachsen: Historische Kulturlandschaftsteile entdecken. Veröffentlichungen des Niedersächsischen Heimatbundes e.V. Band 12. 245 S. Hannover.
- WIEGLEB, G. (1997): Beziehungen zwischen naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren und Leitbildentwicklung. *NNA-Berichte* 10 (3): 40–47. Schneverdingen.
- WIEGLEB, G., D. BERNOTAT, D. GRUEHN, U. RIECKEN & J. VORWALD (2002): Gelbdruck „Biotop und Biotoptypen“. In: PLACHTER, H., D. BERNOTAT, R. MÜSSNER & U. RIECKEN (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. *Schr.R. Landschaftspf. u. Natursch.* 70: 281–328. Bonn-Bad Godesberg.
- WIEGLEB, G., LEHMANN, A. & HAUSFELD, R. (1991): Die Erlenwälder im nordwestlichen Niedersachsen. Methodik der Aufnahme, floristisches Inventar und Gliederung nach strukturellen und floristischen Kriterien. *Tuexenia* 11: 309–344. Göttingen.
- WILMANN, O. (1978): Ökologische Pflanzensoziologie. 2. Aufl. UTB 269. Heidelberg. 351 S.
- WINKLER, I. (1995): Biotopkartierung in Österreich. Stand Juli 1994. UBA-95-123. 73 S. + Karten. Wien.
- WÜST, A. & V. SCHERFOSE (1998): Richtlinien für Pflege- und Entwicklungspläne. Übersicht und Vergleich von Anleitungen der Länder und des Bundes. *Naturschutz u. Landschaftsplanung*: 30 (3): 81–88.
- ZACHARIAS, D. (1996): Flora und Vegetation von Wäldern der QUERCO-FAGETEA im nördlichen Harzvorland Niedersachsens unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder. *Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen* 35: 150 S. + Tab. Hannover.
- ZERBE, S. & H. SUKOPP (1995): Gehören Forste zur Vegetation? Definition und Abgrenzung eines vegetationskundlichen und kulturhistorischen Begriffes. *Tuexenia* 15: 11–24. Göttingen.
- ZIMMERMANN, P., S. SCHMIDTLEIN & C. WEISS (2008): Klassenlose Kartierung von Vegetationsmustern. *Natur u. Landschaft* 83 (11): 494–497.
- ZUMBROICH, T., A. MÜLLER & G. FRIEDRICH (Hrsg.) (1999): Strukturgüte von Fließgewässern. Grundlagen und Kartierung. Berlin (Springer) 283 S.

## Gesetze, Verordnungen, Richtlinien, EU-Dokumente:

- BNatSchG: Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Vom 29. Juli 2009. Artikel 1 Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG). Bundesgesetzblatt Jahrgang 2009 Teil I Nr. 51, ausgegeben zu Bonn am 6. August 2009: 2542–2573.
- BImSchG: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz, BImSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 26. September 2002 (BGBl. I S. 3830), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 23. Oktober 2007 (BGBl. I S. 2470)
- EUROPEAN COMMISSION, DIRECTORATE-GENERAL ENVIRONMENT Directorate B – Quality of Life, Health, Nature & Biodiversity ENV.B2 – Nature and Biodiversity (2005): Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001–2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab-04-03/03 rev.3)
- FFH-Richtlinie: RL 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, Amtsblatt der EG, Nr. L 206/7. Anpassung der FFH-Richtlinie an den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt: RL 97/62/EG des Rates vom 27.10.1997.
- INSPIRE<sup>21)</sup>: RICHTLINIE 2007/2/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTES UND DES RATES vom 14. März 2007 zur Schaffung einer Geodateninfrastruktur in der Europäischen Gemeinschaft (INSPIRE). Amtsblatt der Europäischen Union L 108/1. 25.4.2007.
- WRRL (Wasserrahmenrichtlinie): RL 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1. 22.12.2000
- KOMMISSION (1997): Entscheidung der Kommission vom 18. Dezember 1996 über das Formular für die Übermittlung von Informationen zu den im Rahmen von NATURA 2000 vorgeschlagenen Gebieten (97/266/EG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 107/1-156, DE, 24.4.97
- LANDKREIS GÖTTINGEN (2005): Verordnung über das Landschaftsschutzgebiet „Untereichsfeld“ für die Stadt Duderstadt, die Samtgemeinde Gieboldehausen und die Gemeinden Seeburg und Seulingen der Samtgemeinde Radolfshausen im Landkreis Göttingen vom 11.05.2005. Veröffentlicht im Amtsblatt für den Landkreis Göttingen vom 21.07.2005, Seite 256 ff.  
[http://citywerk.landkreisoettingen.de/pics/medien/1\\_1173283991/LSG\\_Untereichsfeld.pdf](http://citywerk.landkreisoettingen.de/pics/medien/1_1173283991/LSG_Untereichsfeld.pdf) (aufgerufen am 11.05.2009)
- NNatG: Niedersächsisches Naturschutzgesetz in der Fassung vom 11. April 1994. Nds. GVBl. 1994, 155. Stand: letzte berücksichtigte Änderung: § 60 a geändert durch Artikel 4 des Gesetzes vom 26.04.2007 (Nds. GVBl. S. 161)
- NUVPG: Niedersächsisches Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung der Neubekanntmachung vom 30. April 2007. Nds. GVBl. 13/2007 S. 180.

## Weitere Internet-Quellen:

- AdV (Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland): ATKIS-Objektartenkatalog (ATKIS-OK).  
[http://www.atkis.de/dstinfo/dstinfo2.dst\\_gliederung](http://www.atkis.de/dstinfo/dstinfo2.dst_gliederung) (zuletzt aufgerufen am 03.09.2009)
- CLC 2000: Klassifizierungsschlüssel und Lookup-Tabelle für CLC2000 Rasterdaten.  
[http://www.corine.dfd.dlr.de/media/download/clc\\_lut\\_de.pdf](http://www.corine.dfd.dlr.de/media/download/clc_lut_de.pdf) (zuletzt aufgerufen am 14.08.2009).
- DECOVER: [www.decover.info](http://www.decover.info) (zuletzt aufgerufen am 14.08.2009):
- DeCOVER\_Schlussbericht\_Gesamt\_0808\_V06\_Nutzer
  - DeCOVER Erweiterter Objektartenkatalog DeCOVER-Landbedeckungs-Ausgangsdatensatz. Autoren: H. SCHRADER & S. MEIRICH. Dok-Bez: 0470-ITD-DeCOVER-OAK-ITD-E-0710-V3 4.doc
- LANUV NRW [Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen] (2002): Biotopkartierung NW, Fortschreibung 2002, bearbeitet von BROCK-SIEPER et al.  
[http://methoden.naturschutz-fachinformationen-nrw.de/methoden/content/de/anleitungen/bk/entwicklung\\_methodik.html?jid=1o2o0o3](http://methoden.naturschutz-fachinformationen-nrw.de/methoden/content/de/anleitungen/bk/entwicklung_methodik.html?jid=1o2o0o3) (zuletzt aufgerufen am 14.08.2009)
- WIKIPEDIA: <http://de.wikipedia.org/wiki/> (zuletzt aufgerufen im Januar 2009, Einzelseiten im Text zitiert)

## Sonstige Quellen:

- NLWVA [NIEDERSÄCHS. LANDESVERWALTUNGSAMT] (ca. 1966–1976): Untersuchung geschützter und noch schutzwürdiger Landschaftsbestandteile in Niedersachsen. Abgrenzung und textliche Beschreibungen geschützter und schutzwürdiger Landschaftsausschnitte. Unveröffentlichte Manuskripte und Karten (Kataster des NLWKN).
- NLWVA/NLÖ [NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT / NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE] (1977–2005): Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen (erster und zweiter Durchgang). Unveröffentlichte Daten und Unterlagen (Kataster des NLWKN).

<sup>21)</sup> Infrastructure for Spatial Information in Europe

# Anhang

## Referenztafel zwischen der Biototypenliste für Deutschland des BfN (RIECKEN et al. 2006) und dem Kartierschlüssel für Biototypen in Niedersachsen (v. DRACHENFELS 2004)

Die Biototypen der küstenfernen Teile der Nordsee, auf Helgoland beschränkte Biototypen der Nordsee, Biototypen der Ostsee und des alpinen Bereichs sind in dieser Tabelle nur teilweise aufgeführt. Von den sonstigen nicht in Niedersachsen vorkommenden Typen werden nur die unteren Hierarchiestufen weggelassen. In kursiver Schrift werden Typen von RIECKEN et al. (2003) aufgeführt, die bei RIECKEN et al. (2006) entfallen sind.

### Zeichenerklärung:

#### Spalte Deutschland:

# = Typ des niedersächsischen Schlüssels in der Biototypenliste für Deutschland (RIECKEN et al. 2006) ohne Entsprechung

#### Typisierungskategorien (T, vgl. 5.1.1)

OG = Obergruppe

A = abiotischer Standorttyp

B = Biototyp i.e.S. (Bezug auf Standort und – falls vorhanden – Vegetation bzw. Fauna)

g = geographische Typbezeichnung (Bezug auf eine bestimmte geographische Region)

K = Komplextyp (mehrere Standort- und/oder Vegetationstypen enthalten)

N = Nutzungs- oder Funktionstyp (teilweise identisch mit sehr grob gefasstem Vegetationstyp: z. B. Acker, Grünland)

P = Pflanzensoziologischer Vegetationstyp (Pflanzengesellschaft)

S = Strukturtyp (z. B. Vegetationsstrukturen ohne Bezug auf bestimmte Arten oder Pflanzengesellschaften)

T = Biotopelement, Teilstruktur (unselbstständiges Teilsystem eines Ökosystems bzw. Schicht eines Biotops)

V = Vegetationstyp (weit gefasst, allgemeine Bezeichnung)

w = wertende Typbezeichnung (z. B. Bezug auf Naturnähe oder Beeinträchtigungen)

Z = Zooönosetyp (z. B. Muschelbank)

A = B usw.: zwei Kategorien, die im konkreten Fall gleichzusetzen sind.

#### Differenzierungsgrad der Klassifikation (D)

1 = sehr weit gefasster Typ bzw. Sammelkategorie oder Untergruppe

2 = weit gefasster Typ

3 = mäßig genau gefasster Typ

4 = genau gefasster Typ

5 = sehr genau gefasster Typ

– = keine Einstufung (bei den Typisierungskategorien T und OG)

#### Eignung als Erfassungseinheit für die Biotopkartierung (E)

1 = Typ methodisch oder inhaltlich nicht sinnvoll, für Biotopkartierungen ungeeignet

2 = Typ nur eingeschränkt sinnvoll, aufgrund von Abgrenzungsproblemen schlecht geeignet

3 = Typ grundsätzlich sinnvoll, aber Erfassung wegen notwendiger Spezialkenntnisse oder hohem Aufwand (Technik, Bearbeitungszeit) teilweise schwierig

4 = mäßige bis gute Eignung, aber ohne Definition nicht hinreichend bestimmt bzw. deutliche Kartierprobleme

5 = sehr gute Eignung, Typ weitgehend selbsterklärend

– = keine Einstufung (bei OG)

[ ] = Bei marinen Typen bezieht sich die eingeklammerte Bewertung in den Spalten T, D und E auf die Alternative, dass dem betreffenden Biototyp der BfN-Liste gemäß dem Prinzip des niedersächsischen Kartierschlüssels das jeweilige Pelagial hinzugefügt werden würde (im Sinne eines vollständigen, abgrenzbaren Biotops).

( ) = Tendenz zu einer zweiten Kategorie, z. B. B (V): Biototyp, der zum Vegetationstyp tendiert.

#### Spalte Niedersachsen:

# = Biototyp des BfN (RIECKEN et al. 2006) kommt in Niedersachsen (sicher oder wahrscheinlich) vor, ist im niedersächsischen Schlüssel aber nicht enthalten (vgl. Anmerkung); bzw. Obergruppe/Untergruppe im niedersächsischen Schlüssel ohne Entsprechung.

– = Biototyp des BfN kommt in Niedersachsen nicht vor.

s.o. = Es treffen jeweils alle bei der zugehörigen höheren Hierarchiestufe aufgeführten Biototypen zu.

#### Anmerkungen:

D = Anmerkung bezieht sich auf die Biototypenliste für Deutschland (RIECKEN et al. 2006).

NI = Anmerkung bezieht sich auf den niedersächsischen Kartierschlüssel.

kein Zusatz: allgemeine Anmerkung, oder Zeile betrifft nur einen der beiden Schlüssel.

Die Tabelle befindet sich auf der beiliegenden CD.



# Schriftenreihe »Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen«

- Heft 1 (1961) – UWE JENSEN: **Die Vegetation des Sonnenberger Moores im Oberharz und ihre ökologischen Bedingungen.** 85 Seiten, zahlreiche Abb. (Vergriffen)
- Heft 2 (1964) – KURT HORST: **Klima und Bodenfaktoren in Zwergstrauch- und Waldgesellschaften des Naturschutzparks Lüneburger Heide.** 64 Seiten, zahlreiche Abbildungen und Tabellen. (Vergriffen)
- Heft 3 (1975) – WILFRIED MEYER: **Geo- und Biowissenschaftliche Bibliographie zum Steinhuder Meer und seiner Umgebung.** 99 Seiten, 1 Karte. (Vergriffen)
- Heft 4 (1975) – DIETHELM POHL: **Bibliographie der Niedersächsischen Naturschutzgebiete.** 290 Seiten, 1 Übersichtskarte Niedersachsen 1:1500000. (Vergriffen)
- Heft 4/1 (1983) – DIETHELM POHL: **Bibliographie der Niedersächsischen Naturschutzgebiete.** 265 Seiten, 1 Übersichtskarte 1:1500000, 1. Ergänzung Stand 31.12.1982. (Vergriffen)
- Heft 5 (1977) – GERHARD LEMMEL: **Die Lurche und Kriechtiere Niedersachsens – Grundlagen für ein Schutzprogramm.** 76 Seiten, mit Abbildungen. (Vergriffen)
- Heft 6 (1978) – HANNS-JÖRG DAHL & HARTMUT HECKENROTH: **Landespflegerisches Gutachten zur Emsumleitung durch den Dollart.** 214 Seiten, zahlreiche Abbildungen, 1 mehrfarbige Vegetationskarte 1:10000. (Vergriffen)
- Heft 7 (1978) – HANNS-JÖRG DAHL & HARTMUT HECKENROTH: **Landespflegerisches Gutachten zu geplanten Deichbaumaßnahmen in der Leybucht.** 176 Seiten, zahlreiche Abb., 1 Karte. (Vergriffen)
- Heft 8 (1978) – PETER SCHÖNFELDER: **Vegetationsverhältnisse auf Gips im südwestlichen Harzvorland – Eine vergleichende Untersuchung unter besonderer Berücksichtigung der Naturschutzprobleme – mit dem Beitrag von K. DIERSEN: Moossynusien im NSG Hainholz.** 108 Seiten, zahlreiche Abb. u. Tab., 1 Karte. (Vergriffen)
- Heft 9 (1978) – HEINRICH E. WEBER: **Vegetation des Naturschutzgebietes Balksee und Randmoore (Kreis Cuxhaven) und Vorschläge für ein Pflegeprogramm zur Erhaltung der schutzwürdigen Pflanzen und Pflanzengesellschaften.** 168 Seiten, zahlreiche Abb. u. Tab., 1 Karte. (Vergriffen)
- Heft 10 (1979) – GERHARD WIEGLEB: **Vegetation und Umweltbedingungen der Oberharzer Stauteiche heute und in Zukunft – Vorläufige Übersicht über die Pflanzengesellschaften der Niedersächsischen Fließgewässer.** 122 Seiten, zahlreiche Abb. u. Tab., 1 Karte. (Vergriffen)
- Heft 11 (1980) – CLAUS REUTHER: **Der Fischotter, *Lutra lutra* L. in Niedersachsen. Historische Entwicklung und derzeitige Situation der Verbreitung und des Bestandes; Rückgangsursachen und Schutzmöglichkeiten.** 182 Seiten, zahlreiche Abb. u. Tab., zahlreiche Karten (Vergriffen)
- Heft 12 (1980) – BERNHARD BIRKHOLZ, ECKHARD SCHMATZLER & HEINRICH SCHNEEKLOTH: **Untersuchungen an niedersächsischen Torflagerstätten zur Beurteilung der abbauwürdigen Torfvorräte und der Schutzwürdigkeit im Hinblick auf deren optimale Nutzung.** 402 Seiten, 5 Abb., 16 Tab., 89 Karten. (Vergriffen)
- Heft 13 (1984) – OLAF VON DRACHENFELS, HARALD MEY & PETER MIOTK: **Naturschutzatlas Niedersachsen – Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche.** 267 Seiten, 280 farbige Abb., 39 Karten. (Vergriffen)
- Heft 14 (1985) – HARTMUT HECKENROTH: **Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1980 und des Landes Bremen mit Ergänzungen aus den Jahren 1976-1979.** 428 Seiten, 201 Verbreitungskarten mit Abbildungen, 34 Themenkarten. (Vergriffen)
- Heft 15 (1987) – UWE JENSEN: **Die Moore des Hochharzes – Allgemeiner Teil.** 93 Seiten, zahlreiche Abb. u. Tabellen. (Vergriffen)
- Heft 16 (1988) – CHRISTIAN GANZERT & JÖRG PFADENHAUER: **Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer.** 64 Seiten, zahlreiche Abb. u. Tab., 1 Karte. (Vergriffen)
- Heft 17 (1988) – HARTMUT HECKENROTH & BÄRBEL POTT: **Beiträge zum Fledermausschutz in Niedersachsen.** 78 Seiten, 20 Verbreitungskarten. Einzelbeiträge: Zur Verbreitung der Fledermause in Niedersachsen. Erstes Seminar »Fledermausschutz« der Fachbehörde für Naturschutz in Niedersachsen 1986. Zur Situation der Fledermause im Harz. (Vergriffen)
- Heft 18 (1989) – HANNS-JÖRG DAHL & MEIKE HULLEN, WOLFGANG HERR, DIETER TODESKINO & GERHARD WIEGLEB: **Beiträge zum Fließgewässerschutz in Niedersachsen.** 284 Seiten, 122 Tabellen, 88 farbige Fotos, 30 Abb., 3 Karten. (Vergriffen)
- Sonderdruck aus dem vergriffenen H. 18: Studie über die Möglichkeiten zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen).** Dahl, H.-J. & M. Hullen (1989), 120 Seiten, 71 farbige Fotos, 3 Übersichtskarten 1:500.000. (Vergriffen)
- Heft 19 (1990) – OLAF VON DRACHENFELS: **Naturraum Harz – Grundlagen für ein Biotopschutzprogramm.** Auswertung der Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen (2. Durchgang) und Folgerungen für den Biotopschutz. 100 Seiten, 43 Abbildungen mit 36 farbigen Fotos. Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 20/2 (2003) – ERNST PREISING, HEINRICH E. WEBER & HANS-CHRISTOPH VAHLE: **Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Wälder und Gebüsche.** 139 Seiten, zahlreiche Tabellen. Schutzgebühr: 7,50 €.
- Heft 20/4 (1993) – ERNST PREISING, HANS-CHRISTOPH VAHLE, DIETMAR BRANDES, HEINRICH HOFMEISTER, JES TÜXEN & HEINRICH E. WEBER: **Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Ruderale Staudenfluren und Saumgesellschaften.** 88 Seiten, zahlreiche Tabellen. Schutzgebühr: 5,- €.
- Heft 20/5 (1997) – ERNST PREISING, HANS-CHRISTOPH VAHLE, DIETMAR BRANDES, HEINRICH HOFMEISTER, JES TÜXEN & HEINRICH E. WEBER: **Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Rasen-, Fels- und Geröllgesellschaften.** 146 Seiten, zahlreiche Tabellen. Schutzgebühr: 7,50 €.
- Heft 20/6 (1995) – ERNST PREISING, HANS-CHRISTOPH VAHLE, DIETMAR BRANDES, HEINRICH HOFMEISTER, JES TÜXEN & HEINRICH E. WEBER: **Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Einjährige ruderale Pionier-, Tritt- und Ackerwildkraut-Gesellschaften.** 92 Seiten, zahlreiche Tabellen. Schutzgebühr: 5,- €.
- Heft 20/7-8 (1990) – ERNST PREISING, HANS-CHRISTOPH VAHLE, DIETMAR BRANDES, HEINRICH HOFMEISTER, JES TÜXEN & HEINRICH E. WEBER: **Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. 20/7: Salzpflanzengesellschaften der Meeresküste und des Binnenlandes. 20/8: Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers.** 161 Seiten, zahlreiche Tabellen. Schutzgebühr: 5,- €.
- Heft 20/9 (1991) – UWE DREHWALD & ERNST PREISING: **Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Moosgesellschaften.** 202 Seiten, zahlreiche Tabellen. Schutzgebühr: 7,50 €.
- Heft 20/10 (1993) – UWE DREHWALD: **Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Flechtengesellschaften.** 122 Seiten, zahlreiche Tabellen. Schutzgebühr: 6,- €.
- Heft 21 (1990) – JÜRGEN LUDWIG, HEINRICH BELTING, ANDREAS J. HELBIG & HOLGER A. BRUNS: **Die Vögel des Dümmer-Gebietes. Avifauna eines norddeutschen Flachsees und seiner Umgebung.** 229 Seiten, 20 farbige Fotos, 251 Diagramme und Kartendarstellungen, 33 Tabellen. (Vergriffen)

# Schriftenreihe »Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen«

- Heft 22 (1990) – HANS-CHRISTOPH VAHLE: **Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland.** 157 Seiten, 27 farbige Fotos, 118 Abbildungen und Kartendarstellungen, 21 Tabellen. Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 23 (1990) – UWE JENSEN: **Die Moore des Hochharzes – Spezieller Teil.** 116 Seiten, 75 Abbildungen, 29 farbige Vegetationskarten, eine großformatige Übersichtskarte. Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 24 (1991) – ECKHARD GARVE & DOROTHEE LETSCHERT: **Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen Niedersachsens.** 1. Fassung vom 31. 12. 1990. 152 Seiten, 61 farbige Fotos, 1 Tabelle. (Vergriffen)
- Heft 25 (1991) – M. RASPER, P. SELLHEIM, B. STEINHARDT (unter Mitarbeit von D. BLANKE & E. KAIRIES): **Das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem – Grundlagen für ein Schutzprogramm.** Das Werk ist in vier Einzelhefte aufgeteilt. Der allgemeine Teil (64 Seiten, inkl. 46 Farbfotos) ist in allen Heften identisch, der spezielle Teil enthält Karten und Tabellen für jedes behandelte Gewässer.
- Heft 25/1: **Elbe-Einzugsgebiet.** 324 S., Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 25/2: **Einzugsgebiete von Oker, Aller und Leine.** 458 S. (Vergriffen)
- Heft 25/3: **Einzugsgebiete von Weser und Hunte.** 306 S. (Vergriffen)
- Heft 25/4: **Einzugsgebiete von Ems, Hase, Vechte und Küste.** 274 S. (Vergriffen)
- Heft 26 (1991) – HARTMUT HECKENROTH & BÄRBEL POTT-DÖRFER: **Beiträge zum Fledermausschutz in Niedersachsen II.** 176 S., 25 Einzelbeiträge mit zahlreichen Abbildungen und Kartendarstellungen. Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 27 (1991) – KATJA BEHM-BERKELMANN & HARTMUT HECKENROTH (unter Mitarbeit von P. SÜDBECK, D. WENDT & J. WIETELD): **Übersicht der Brutbestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten 1900 – 1990 an der niedersächsischen Nordseeküste.** 97 Seiten, 16 farb. Abb., 36 Verbreitungskarten. Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 28 (1993) – ANFRED PEDERSEN & HEINRICH E. WEBER (unter Mitarbeit von HANS OLUF MARTENSEN & ECKHART WALSEMANN): **Atlas der Brombeeren von Niedersachsen und Bremen.** 202 Seiten, 169 Verbreitungskarten und Übersichtskarten, 23 Farbfotos. (Vergriffen)
- Heft 29 (1993) – KARL-JOSEF NICK u. a.: **Beiträge zur Wiedervernässung abgebauter Schwarztorfflächen. Ergebnisse eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens im Leegmoor, Landkreis Emsland.** 127 Seiten, 6 Einzelbeiträge mit zahlreichen Abbildungen, Tabellen und Fotos. (Vergriffen)
- Heft 30/1-2 (1994) – ECKHARD GARVE: **Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen.** Kartierung 1982 - 1992. 895 Seiten, 832 Nachweiskarten, 12 farbige Bildseiten. (Vergriffen)
- Heft 31 (1994) – WERNER BARKEMEYER: **Untersuchung zum Vorkommen der Schwebfliegen in Niedersachsen und Bremen (Diptera – Syrphidae).** 514 Seiten, zahlreiche Nachweiskarten. (Vergriffen)
- Heft 32 (1994) – BÄRBEL POTT-DÖRFER, HARTMUT HECKENROTH & KARIN RABE: **Zur Situation von Feldhamster, Baumrarder und Iltis in Niedersachsen.** 61 Seiten. Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 33/1 (1994) – DIETHELM POHL: **Bibliographie über die Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Braunschweig** (ohne »Oberharz«), Stand: 31. 12. 1993. Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 33/2 (1996) – DIETHELM POHL: **Bibliographie über die Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Hannover,** Stand: 31. 12. 1995. Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 33/3 (1999) – DIETHELM POHL: **Bibliographie über die Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Lüneburg** (ohne »Lüneburger Heide), Stand: 31. 12. 1998. Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 33/4 (2000) – DIETHELM POHL: **Bibliographie über die Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Weser-Ems,** Stand: 31. 12. 1999. Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 34 (1996) – OLAF VON DRACHENFELS: **Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen – Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen der Biotop- und Ökosystemtypen sowie ihrer Komplexe.** Stand: Januar 1996. 146 Seiten, 60 Farbfotos, 9 historische Kartenvergleiche. Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 35 (1996) – DIETMAR ZACHARIAS: **Flora und Vegetation von Wäldern der QUERCO-FAGETEA im nördlichen Harzvorland Niedersachsens** – unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder. 150 Seiten. (Vergriffen)
- Heft 36 (1996) – MARKUS HAUCK: **Die Flechten Niedersachsens** – Bestand, Ökologie, Gefährdung und Naturschutz. 208 Seiten. Schutzgebühr: 2,50 €.
- Heft 37 (1997) – HARTMUT HECKENROTH & VOLKER LASKE: **Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981 – 1995 und des Landes Bremen.** 329 Seiten, 213 Verbreitungskarten mit Abbildungen, 9 Themenkarten als Overlays. Schutzgebühr 2,50 €.
- Heft 38 (1997) – KARSTEN HORN: **Verbreitung, Ökologie und Gefährdung der Flachbärlappe (*Diphasiastrum* spp., *Lycopodiaceae*, Pteridophyta) in Niedersachsen und Bremen.** 83 Seiten, zahlreiche Karten und Abbildungen. Schutzgebühr 2,50 €.
- Heft 39 (1998) – KNUT WÖLDECKE: **Die Großpilze Niedersachsens und Bremens.** 536 Seiten, zahlreiche Abbildungen, 12 Farbtafeln. (Vergriffen)
- Heft 40 (2000) – STEFAN THYEN, KLAUS-MICHAEL EXO, ULRICH APPEL & PETER SÜDBECK: **Phänologie, Bestandsentwicklung und Monitoring von Wasser- und Watvögeln an der Küste des Landkreises Friesland 1969 – 1994.** 97 Seiten, zahlreiche Diagramme u. Tabellen, 4 Farbtafeln. Schutzgebühr 2,50 €.
- Heft 41 (2004) – THORSTEN KRÜGER & PETER SÜDBECK: **Wiesenvogelschutz in Niedersachsen.** 123 Seiten, zahlreiche Diagramme u. Tabellen, 4 Farbtafeln. Schutzgebühr 10,- €.
- Heft 42 (2007) – JANN WÜBBENHORST & JOHANNES PRÜTER: **Grundlagen für ein Artenhilfsprogramm »Birkhuhn in Niedersachsen«.** 113 Seiten, zahlreiche Diagramme u. Abbildungen. Schutzgebühr 15,00 €.
- Heft 43 (2007) – ECKHARD GARVE: **Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen.** 507 Seiten, 1.881 Rasterkarten, 12 Bildseiten. Schutzgebühr 50,- €.
- Heft 44 (2009) – THORSTEN KRÜGER & BERND OLTMANN: **Kraniche als Gastvögel in Niedersachsen – Rastvorkommen, Bestandsentwicklung, Schutz und Gefährdung.** 110 Seiten, zahlreiche Karten, Diagramme und großformatige Fotos. Schutzgebühr 15,- €.
- Heft 45 (2009) – PETRA BERNARDY: **Ökologie und Schutz des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in Europa – IV. Internationales Ortolan-Symposium.** 174 Seiten, 23 Beiträge. Schutzgebühr 15,- €.
- Heft 46 (2010) – GÜNTER GREIN: **Fauna der Heuschrecken (Ensifera & Caelifera) in Niedersachsen.** 183 Seiten, zahlreiche Verbreitungskarten, Tabellen und Abbildungen. Schutzgebühr 20,- €.
- Heft 47 (2010) – DRACHENFELS, O. v.: **Klassifikation und Typisierung von Biotopen für Naturschutz und Landschaftsplanung.** 324 Seiten, zahlreiche Tabellen u. Abbildungen, Tabellen-CD beiliegend. Schutzgebühr 29,- €.

Die Veröffentlichungen können gegen Rechnung beim Herausgeber bezogen werden.

Die Versandkostenpauschale beträgt 2,50 €.

Postanschrift: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN)

– Naturschutzinformation –

Postfach 91 07 13, 30427 Hannover

e-mail: naturschutzinformation@nlwkn-h.niedersachsen.de

fon: 0511 / 3034-3305

fax: 0511 / 3034-3501

www.nlwkn.de > Naturschutz > Veröffentlichungen