

Ein benthosbasiertes Bewertungsverfahren für nicht tideoffene Marschengewässer (MGBI) in den Einzugsgebieten von Ems, Weser und Elbe nach EG-WRRL



Auftraggeber:
NLWKN Stade

Januar 2013

Auftraggeber: NLWKN

Stade

Kurztitel: Benthosbasiertes Bewertungsverfahren für nicht tideoffene Marschengewässer (MGBI)

Auftragnehmer: BIOCONSULT
Schuchardt & Scholle GbR

Reeder-Bischoff-Str. 54
28757 Bremen
Telefon 0421 · 620 71 08
Telefax 0421 · 620 71 09

Klenkendorf 5
27442 Gnarrenburg
Telefon 04764 · 92 10 50
Telefax 04764 · 92 10 52

Internet www.bioconsult.de
eMail info@bioconsult.de

Bearbeiter: Jörg Scholle
Peter Rückert

Datum: Januar 2013

Inhalt

Kurzfassung.....	12
1. Aufgabenstellung	16
2. Definition – nicht tideoffene Marschengewässer	17
3. Methodisches Vorgehen	19
3.1 Arbeitsschritte	19
3.2 Bezugsraum	20
3.3 Datengrundlage Benthos	23
3.3.1 „Historische“ Daten	23
3.3.2 Rezente Daten	23
3.3.3 Methodik Datenauswertung	27
4. Gewässerrahmenbedingungen.....	30
4.1 Charakteristik und Stressoren nicht tideoffene Marschengewässer	30
5. Übersicht Benthosbesiedlung des Gewässertyps 22.1 (nicht tideoffene Marschengewässer)	39
5.1 Taxapool	39
5.2 Besiedlungsmuster	41
5.2.1 Faktor Einzugsgebiete (EZG).....	43
5.2.2 Faktor Naturraum (Geest & Marsch)	45
5.2.3 Faktor Gewässergröße.....	55
5.2.4 Faktor Strukturgüte	55
5.2.5 Faktor Makrophyten	57
5.2.6 Faktor Salinität	61
5.2.7 Faktor Sedimentbeschaffenheit	62
5.2.8 Varianzanalyse.....	62
5.3 Fazit Datenanalysen	71
6. Notwendigkeit einer Subtypisierung.....	73
6.1 Vorschlag für Subtypen	75
7. Übersicht über benthosbasierte Bewertungsverfahren	79
7.1 Fachliche Vorabstimmung.....	80
8. Bewertungsansatz.....	82
8.1 Begriffsbestimmung – höchstes ökologisches Potenzial (MÖP) nach WRRL	82
8.2 Referenzzeitraum.....	86
8.3 Referenzbedingungen - Steckbrief	86
8.3.1 Allgemeines	86
8.3.2 Hydromorphologie.....	87
8.3.3 Phytal.....	87
8.3.4 Makrozoobenthosbesiedlung	89
8.4 Konzeption des Bewertungsansatzes	91
8.4.1 Taxapool	91
8.4.2 Parameter ‚Taxonomische Vollständigkeit‘	91
8.4.2.1 Berechnung TAV.....	93

8.4.3	Parameter Sensitivität/Toleranz und Abundanz	94
8.4.4	Gesamtbewertung	101
8.4.4.1	Festlegung des Bewertungsmaßstabs	103
8.4.4.2	EQR (Ecological Quality Ratio)	111
8.5	Zusammenfassende Übersicht – Bewertungsvorschlag MGBI	113
8.6	Anforderungen an die Datenerhebung	113
8.6.1	Vorschlag Erfassungsmethodik	116
8.7	Bewertungsbeispiele	117
8.8	Trennschärfe	123
9.	Fazit	126
	Literatur	127
	Anhang 1_ Trennschärfe SIMPER-ANALYSE (Treene 2010)	133
	Anhang 2_ Screenshots MGBI-Tool	139
	Anhang_3 Übersicht Nachweis fließgewässertypischer Arten in Marschengewässern, z.T. in Geestrandgewässern zur Marsch (nur SH), geordnet nach Nachweishäufigkeit.....	142

Abbildungen und Tabellen

Abb. 1:	Blick auf das Braker Sieltief und Grimmenser Tief (Typ 22.1, nicht tideoffen) im Zuständigkeitsbereich des NLWKN Brake. Foto Schwahn (2008).....	17
Abb. 2:	Blick auf das Petkumer Siel am Petkumer Sieltief im Zuständigkeitsbereich des NLWKN Aurich. Foto Bioconsult (2004)	17
Abb. 3:	Übersicht über die räumliche Lage der nicht tideoffenen Marschengewässer Typ 22 (orange) in den Einzugsgebieten (EZG) von Ems, Weser und Elbe in Niedersachsen.	20
Abb. 4:	Lage der Makrozoobenthos-Messstellen in nicht tideoffenen Gewässern (Typ 22) in Niedersachsen, Bremen, Hamburg und Schleswig-Holstein, differenziert nach EZG...	24
Abb. 5:	Ergebnisse der Strukturgütekartierungen in den niedersächsischen Marschengewässern (Typ 22.1, nicht tideoffen). Daten NLWKN Stade. Bezeichnung: 7 = vollständig verändert, 6 = sehr stark verändert, 5 = stark verändert, 4 = mäßig verändert, 3 = deutlich verändert, 2 = gering verändert. Schwarze Punkte Makrozoobenthos-Messstellen. Graue Bereiche und Bereiche mit abgedunkelter Farbgebung spiegeln den Naturraum Geest wider. Abgrenzung des Naturraums Geest nur für Niedersachsen.	33
Abb. 6:	Räumliche und zeitliche Varianz des Trübungsgrads in tidegeschossenen Marschengewässern im EZG der Tideems und der Wattenmeerküste. Anzahl Messwerte N = 168; Daten NLWKN Aurich	35
Abb. 7:	Verockerung am Burlage-Langholter Tief (04.04.2007), Foto: Linders, Ecoplan.	36
Abb. 8:	Räumliche und zeitliche Varianz der Phosphat- und Nitratkonzentration (mg/l) in nicht tideoffenen Marschengewässern im EZG der Tideems und der Wattenmeerküste. Anzahl Messwerte N = 168; Daten NLWKN Aurich. Gelbe Linie: Grenze auffällige Werte, orange Linie: Grenze stark auffällig. Terminologie nach STAWA AURICH 1996.	37
Abb. 9:	Räumliche und zeitliche Varianz von Sauerstoffsättigung (%) und Gesamteisenkonzentration (mg/l) in nicht tideoffenen Marschengewässern im EZG der Tideems und der Wattenmeerküste. Anzahl Messwerte N = 168; Daten NLWKN Aurich. Gelbe Linie: Grenze auffällige Werte, orange Linie: Grenze stark auffällig. Terminologie nach STAWA AURICH 1996.....	37
Abb. 10:	Variabilität der Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) in nicht tideoffenen, salzbeeinflussten Marschengewässern am Beispiel von Daten aus 5 Gewässern im EZG der Tideems und der Wattenmeerküste. Anzahl Messwerte N = 60; Daten NLWKN Aurich (jeweils 3 Messwerte/Jahr) 2003 - 2005. Gelbe Linie: Grenze auffällige Werte, orange Linie: Grenze stark auffällig. Terminologie nach STAWA AURICH 1996.	38
Abb. 11:	Anteil Taxazahl (%) differenziert nach Großgruppen des Makrozoobenthos in nicht tideoffenen Marschengewässern (Stand Oktober 2012).	40
Abb. 12:	Lage der nicht tideoffenen Marschengewässer und Abgrenzung der naturräumlichen Einheit „Geest“ in Niedersachsen (Quelle: von Drachenfels 2010). Abgrenzung des Naturraums Geest nur für Niedersachsen.....	42
Abb. 13:	MDS-Plot auf der Grundlage aller Taxa (presence – absence), Daten der Messstellen zusammengefasst nach EZG und Naturraum. Hier dargestellt nach EZG.	43
Abb. 14:	MDS-Plot auf der Grundlage aller Taxa (presence – absence), Daten der Messstellen zusammengefasst nach EZG und Naturraum.	45

- Abb. 15: Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage aller Benthosdaten (Taxa > 2 Nachweise im Betrachtungsraum und/oder im Mittel >1 Ind./Cpue) aus nicht tideoffenen Marschengewässern 1986 – 2011. PCA: Eigenvalues Achse 1 & 2 (kumuliert) = 0.187, Erklärungswert Varianz der Taxa: Achse 1 & 2 (kumuliert) = 50.1%. Blaue Pfeile: rheotypische Taxa (EPTCOCr); dunkelgrün: Bivalvia (hier v.a. Pisidium); gelb: Schnecken, hellgrün: Odonata; grau: andere..... 48
- Abb. 16: Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage aller Benthosdaten (Taxa > 2 Nachweise im Betrachtungsraum und/oder im Mittel >1 Ind./Cpue) aus nicht tideoffenen Marschengewässern 1986 – 2011. PCA: Eigenvalues Achse 1 & 2 (kumuliert) = 0.187, Erklärungswert Varianz der Taxa: Achse 1 & 2 (kumuliert) = 50.1%. Hinweis: in der Ordination sind nur ausgewählte Taxagruppen dargestellt: Blau = rheotypische Taxa (EPTCOCr); dunkelgrün = Odonata; gelb = Schnecken, rot = Bivalvia 49
- Abb. 17: Nachweise fließgewässertypischer Taxa in nicht tideoffenen Marschengewässern des Typs 22.1. Abgrenzung des Naturraums Geest nur für Niedersachsen. 50
- Abb. 18: Ordinationsdiagramm der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA). Datengrundlage Fließgewässerarten: (EPT-Fauna, Megaloptera, Tricladida). Nur Taxa berücksichtigt mit >1 Ind./Cpue im Mittel (Abundanzen log+1 transformiert). Türkis: Trichoptera, grün: Ephemeroptera, orange: Steinfliegen. 52
- Abb. 19: Ordinationsdiagramm der „Detrended“ Kanonischen Korrespondenzanalyse (DCCA). Datengrundlage Fließgewässerarten: (EPT-Fauna, Megaloptera, Tricladida). Nu Taxa berücksichtigt mit >1 Ind./Cpue im Mittel (Abundanzen log+1 transformiert). Monte Carlo Test :1 Achse $p < 0.002$.. Blau Gewässer ≥ 3 rheotypische Arten, grün >1 rheotypische Art. Kleines Bild oben rechts: Häufigkeit (Taxazahl) der rheotypischen Arten..... 53
- Abb. 20: Teilergebnisse der CCA (FG-Taxa, s.o.). Bild oben links: Abundanzgradient der FG-Taxa; Bild oben rechts: Verteilungsmuster Anzahl FG-Taxa, Bild Mitte links, rechts: Verteilungsmuster Abundanzen Ephemeroptera, Plecoptera; Bild unten: Verteilungsmuster Abundanzen Trichoptera. + = kein Nachweis. Gr 1 – 3 = Gruppen nach CCA, S. 50. 54
- Abb. 21: Darstellung Zusammenhang zwischen Gewässergröße (Breite, Tiefe) und Makrozoobenthos-Taxazahl. Datengrundlage: Wesermarschuntersuchungen, Claus et al. (1994). 55
- Abb. 22: Zusammenhang von Makrozoobenthostaxazahl (gesamt) und Strukturgüteklassifizierung in nicht tideoffenen Marschengewässern in Niedersachsen. Daten NLWKN Stade. Bezeichnung: 7 = vollständig verändert, 6 = sehr stark verändert, 5 = stark verändert, 4 = mäßig verändert, 3 = deutlich verändert, 2 = gering verändert. 56
- Abb. 23: Zusammenhang von Makrozoobenthostaxazahl (gesamt) und Strukturgüteklassifizierung der Gewässersohle in nicht tideoffenen Marschengewässern in Niedersachsen. Daten NLWKN Stade. Bezeichnung: 7 = vollständig verändert, 6 = sehr stark verändert, 5 = stark verändert, 4 = mäßig verändert, 3 = deutlich verändert, 2 = gering verändert..... 57
- Abb. 24: Zustand/Potenzial nach WRRL von nicht tideoffenen Marschengewässern auf der Grundlage der Qualitätskomponente Makrophyten. 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht. 58
- Abb. 25: Darstellung Zusammenhang zwischen Vielfalt und „Typ“ der submersen Vegetation (Veg.-Div., Verg.-Typ) und Makrozoobenthos-Taxazahl. Datengrundlage: Wesermarschuntersuchungen, Claus et al. (1994). Veg.-Div: 1 = niedrig – 5 sehr

- hoch. Veg.-Typ. 0 = keine Vegetation, 1 = Wasselinsen dominiert, 2 = Fadenalgen, 3 = Röhricht, 4 = Enteromorpha, 5 = Wasserpest dominiert, 6 = verschiedene Arten (Laichkräuter, Hornkraut etc.) 59
- Abb. 26: Darstellung Zusammenhang zwischen Vielfalt und „Typ“ der submersen Vegetation (Veg.-Div., Veg.-Typ) und Makrozoobenthos-Taxazahl auf der Grundlage einer groben Kategorisierung der Makrophytenvariablen. Datenquelle: Gewässer im EZG Küste, Ems, Focke & Kiel (2008). Veg.-Div: 1 = niedrig – 5 sehr hoch. Veg.-Typ. 2 = Röhricht, 5 = Wasserpest dominiert, 6 = verschiedene Arten (Laichkräuter, Hornkraut etc.) 59
- Abb. 27: Darstellung Zusammenhang zwischen Vielfalt und „Typ“ der submersen Vegetation (Veg.-Div., Veg.-Typ) und Makrozoobenthos-Taxazahl auf der Grundlage einer groben Kategorisierung der Makrophytenvariablen. Datenquelle: Gewässer im EZG Küste, Ems, Focke & Kiel (2008). Veg.-Div: 1 = niedrig – 5 sehr hoch. Veg.-Typ. 2 = Röhricht, 5 = Wasserpest dominiert, 6 = verschiedene Arten (Laichkräuter, Hornkraut etc.). ETOC = Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera; BGTur = Bivalvia, Gastropoda, Turbellaria, HHMDO = Hirudinea, Heteroptera, Megaloptera, Diptera, Oligochaeta, auf die Darstellung der Crustacea wurde hier verzichtet. 60
- Abb. 28: Darstellung Zusammenhang zwischen Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) und Makrozoobenthos-Taxazahl am Beispiel verschiedener Daten. Datenquellen: Gewässer in der Wesermarsch aus Claus et al. (1994) Bild links; Gewässer im EZG Küste, Ems, Focke & Kiel (2008), Bild rechts. 61
- Abb. 29: Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage von BOG-Daten aus dem Bearbeitungsgebiet des NLWKN Aurich (1986 – 2010). Darstellung links: Taxazahl/Gewässer (ohne Insecta) links, Darstellung rechts: Abundanz euryhaline Taxa (ohne *Gammarus tigrinus*, *Eriocheir sinensis*) 62
- Abb. 30: Makrozoobenthostaxazahl in Gewässern mit unterschiedlicher Vegetationsstruktur (Bild aus Claus et al. 1994). 67
- Abb. 31: Richness (Taxazahl * ($\log+1$ Ind./Cpue)) differenziert nach „Luftatmern“ (Bilder links) und „Nicht-Luftatmern“ (Bilder rechts). Datengrundlage Claus et al. (1994). 0 = keine Unterwasservegetation, WP+ = Wasserpest (und andere), Div = Diverse (Hornkraut, Laichkräuter etc.), Le = höherer Anteil Wasserlinsen, ALG = algendominierte Gewässer, Rö = höherer Anteil Röhricht, EN = Enteromorpha-Gewässer. Std.Abw. = Standardabweichung. 70
- Abb. 32: Upjerversches Tief (M127) - links, Medem – rechts. Quelle Brux et al. (2009) 76
- Abb. 33: Überblick über Gewässerabschnitte (rot schraffiert), die räumlich den Marschengewässern Subtyp „Geest“ zuzuordnen wären. 77
- Abb. 34: Braker Sieltief – links, Käseburger Sieltief - rechts. Quelle: NLWKN Brake 78
- Abb. 35: Upjersches Tief (M130) - links, Stromschlauch (SH) – rechts. Quelle: Brux et al. 2009. 78
- Abb. 36: Käseburger Sieltief, Verbindungstief. Quelle NLWKN Brake. 87
- Abb. 37: Soholmer Aue (Schleswig-Holstein, Subtyp „Geestnah“ groß); Ausprägung des höchsten ökologischen Potenzials makrophytenbasiert (Brux et al. 2009) 88
- Abb. 38: Stromschlauch (Schleswig-Holstein, Subtyp „Marsch“ schmal – mittel); Ausprägung des guten ökologischen Potenzials makrophytenbasiert (Brux et al. 2009). 88
- Abb. 39: Taxonomischer Aufbau einer Benthosgemeinschaft, stark schematisiert. Bewertungsebenen farbig hervorgehoben. GT = Großtaxagruppe; F = Familie; Ga = Gattung. 92

Abb. 40:	Häufigkeitsverteilung der Eco-Wert-Kategorien bezogen auf das dokumentierte Gesamtspektrum der Wirbelosentaxa in nicht tideoffenen Marschengewässer (Datenquellen: BOG-NLWKN, SBUVE HB, BSU HH, LLUR SH, Literaturdaten; Zeitraum 1950 – 2011; alle Gruppen, inkl. Diptera, Oligochaeta). Zur Beschreibung der Ecowert-Kat s. Tab. 22.	95
Abb. 41:	Häufigkeitsverteilung nach Indikatorwerten (1 – 5), differenziert nach Großtaxagruppen.	97
Abb. 42:	Priorisierung von Großtaxagruppen im Hinblick auf ihre Bewertungsrelevanz für nicht tideoffene Marschgewässertypen. EPT = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera. ..	99
Abb. 43:	Beispielhafte Darstellung zur Festlegung der Referenzabundanz einer bewertungsrelevanten Makrozoobenthosart in nicht tideoffenen Marschengewässern. Fangzahlen Cpue aufsteigend. Blaue markierte Bereich 0.95 - 0,99 Quantil	100
Abb. 44:	Spannweite der Taxazahl/Beprobung in Marschengewässern (Niedersachsen, Bremen, Hamburg, Schleswig-Holstein, $N_{ges} = 2.127$ Datenreihen, 1980 – 2011).....	105
Abb. 45:	Zusammensetzung der Referenzartengemeinschaft differenziert nach Großtaxaebene (links) und ausgewählten funktionellen Gruppen (Habitattyp Strömung oben rechts; Ernährungstyp unten rechts; $N_{ges} = 83$ Spezies) für den Subtyp Marschen. FG = Fließgewässertaxa, FG_SG = Fließgewässer-Stillgewässer; SG_FG = Stillgewässer-Fließgewässer; SG = Limnobiont; Indiff: indifferente Taxa; BW = Brackwassertaxa.	108
Abb. 46:	Zusammensetzung der Referenzartengemeinschaft differenziert nach Großtaxaebene ($N_{ges} = 81$ Spezies) für den Subtyp „Geestnähe“. FG = Fließgewässertaxa, FG_SG = Fließgewässer-Stillgewässer; SG_FG = Stillgewässer-Fließgewässer; SG = Limnobiont; Indiff: indifferente Taxa; BW = Brackwassertaxa.	110
Abb. 47:	Zusammenhang von Taxazahl und Beprobungshäufigkeit im Upjevernischen Tief (MS Schortens, Bild links) und Geeste (MS Bramel, Bild rechts) verschiedene interannuelle Daten (1987 – 1996 bzw. 1986 – 2007) kumuliert. Daten NLWKN (BOG).....	114
Abb. 48:	Zusammenhang $EQR_{MGBI_Subtyp\ „Marschen“}$ (vorläufig) und Anzahl der Beprobungen. Datengrundlage NLWKN BOG: Geeste_MS Bramel, Ökologisches Potenzial: Orange = Grenze unbefriedigend/schlecht; gelb = Grenze unbefriedigend/mäßig; grün = Grenze mäßig/gut; blau = Grenze gut/sehr gut. PN 2= Mittelwert aus 2 Probenahmen (saisonal), 5 PN = Mittelwert aus 5 Probenahmen (saisonal & interannuell, Datenreihe 88 – 09). Gelbe Linie vorl. Grenze zu moderat, grüne Linie vorl. Grenze zu gut.	115
Abb. 49:	MDS-Ordinationen auf der Grundlage von Treene sowie Referenzdaten (Arten-Abundanzdaten, Log-transformiert, $N = 17$ Datenreihen). Gewässer des Subtyps „Geestnah“.	123
Abb. 50:	Startseite MGBI-Subtyp „Marschen“	139
Abb. 51:	Startseite MGBI-Subtyp „Geestnah“	139
Abb. 52:	Eingabeseite	140
Abb. 53:	Ergebnisblatt Subtyp „Marschen“	140
Abb. 54:	Ergebnisblatt Subtyp „Geestnah“	141
Tab. 1:	Übersicht über die in Niedersachsen und Schleswig-Holstein beprobten nicht tideoffenen Marschengewässer Typ 22.1. Quellen: NLWKN BOG-Datenbank, LLUR – Schleswig-Holstein, BSU-Hamburg, SBUVE- HB, Oldenburg_Focke & Kiel (2008). Orange schraffiert: Mündung direkt in Küstengewässer (S-H nicht berücksichtigt)....	22

Tab. 2:	Liste der Untersuchungsgewässer und Messstellen. Die angegebenen Koordinaten entsprechen dem Gauß-Krüger-System (Deutschland), Potsdam-Datum (PD). R = Rechtswert, H = Hochwert. Strukturgüte aus NLWKN 2005. Übersicht aus Focke & Kiel (2008).....	25
Tab. 3:	Übersicht über die rezenten Datenquellen zum Makrozoobenthos der nicht tideoffenen Marschengewässer in den EZG der Ems, Weser und Elbe.....	27
Tab. 4:	Wasserbauliche Maßnahmen im Leda-Jümme-Gebiet.....	31
Tab. 5:	Vorläufige Übersicht über Anzahl der Großgruppen und Taxa des ‚Taxapools nicht tideoffener Marschengewässer‘ differenziert nach Datenquellen (Stand Oktober 2012). Grundlage der Auswertung siehe Kap. 3.	39
Tab. 6:	Marschenuntypische Arten (mögl. auch Fehlbestimmung), Datengrundlage s. Kap. 3.	41
Tab. 7:	Neozoa in nicht tideoffenen Marschengewässern (Beispiele).	41
Tab. 8:	Ergebnisse der ANOSIM-Analyse für den Faktor EZG; Sample statistic (Global R): - 0,085.	44
Tab. 9:	Ergebnisse SIMPER-Analyse. Mittlere Unähnlichkeiten (Bray Curtis) zwischen den Benthosgemeinschaften der EZG auf der Basis aggregierter presence-absence-Daten. Beispiele von Arten, die besonders zu den Unterschieden beigetragen haben.	44
Tab. 10:	Ergebnisse der ANOSIM-Analyse für den Faktor „Naturraum“; Sample statistic (Global R): 0,675. Grundlage aggregierte presence-absence-Daten	45
Tab. 11:	Richtwerte für die Abundanz der einzelnen Benthostaxa (nach Din 38410 – Biol. Index, aus Bohn et al. 2003).....	46
Tab. 12:	Anzahl Messstellen in nicht tideoffenen Marschengewässern, differenziert nach Naturraum und „Bearbeiter“ (Region).....	47
Tab. 13:	Berücksichtigte Fließgewässertaxa (nur Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Megaloptera, Tricladida)	51
Tab. 14:	Statistische Kennwerte der Gruppen ETCO* (Abundanz) und HHDMO (Taxazahl) differenziert nach Gewässerbreite. Datenquelle Claus et al. 1994, Wesermarsch.* = keine Steinfliegen nachgewiesen. ETCO: Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Odonata, Coleoptera. HHDMO: Heteroptera, Hirudinea, Megaloptera Diptera, Oligochaeta	65
Tab. 15:	Statistische Kennwerte der Gruppen EPTCO, BGTur und Crustacea (Taxazahl und Abundanz) differenziert nach Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Datenquelle Focke & Kiel (2008), EZG Küste/Ems. EPTCO: Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Odonata, Coleoptera. BGTur: Bivalvia, Gastropoda, Turbellaria. N = Anzahl Messstellen	66
Tab. 16:	Ergebnisse Varianzanalyse (ANOVA) für verschiedene MZB-Kennwerte und Umweltvariablen. Datengrundlage aus Claus et al. 1994: $N_{\text{Messstellen}} = 100$. ETOC = Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera; BGTur = Bivalvia, Gastropoda, Turbellaria, HHMDoli = Hirudinea, Heteroptera, Megaloptera, Diptera, Oligochaeta. Sh = sehr hoch, h = hoch, m = mittel, g = gering, sg = sehr gering. WP = Wasserpest (und andere), Div = Diverse (Hornkraut, Laichkräuter etc.).	68
Tab. 17:	Ergebnisse Varianzanalyse (ANOVA) für verschiedene MZB-Kennwerte und Umweltvariablen. Datengrundlage aus Focke & Kiel 2008 $N_{\text{Messstellen}} = 14$. EPTOC = Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera; BGTur = Bivalvia, Gastropoda, Turbellaria, HHMDoli = Hirudinea, Heteroptera, Megaloptera, Diptera, Oligochaeta. Sh = sehr hoch, h = hoch, m = mittel, g = gering, sg = sehr gering. Veg-Typ: Div = divers, WP = Wasserpest dominiert, R = Röhricht.	68

Tab. 18:	Taxazahlen verschiedener MZB-Ernährungstypen differenziert nach Vegetationsfaktoren (Typ, „Diversität“, Dichte). Datengrundlage aus Claus et al. 1994: NMessstellen = 100. Weidegänger (grazer), Zerkleinerer (shredders), Sammler (collectors), Filtrierer (aktiv, filter feeders), Räuber (predator). WP+ = Wasserpest (und andere), Div = Diverse (Hornkraut, Laichkräuter etc.), Le = höherer Anteil Wasserlinsen, ALG = algendominierte Gewässer, Rö = höherer Anteil Röhricht, EN = Enteromorpha-Gewässer. Std.Abw. = Standardabweichung.	69
Tab. 19:	Übersicht über verschiedene benthosbasierte Bewertungsansätze für Fließ – und Küstengewässer	79
Tab. 20:	Normative Begriffsbestimmung für den sehr guten -, guten – und mäßigen ökologischen Zustand nach Refcond 2.3	85
Tab. 21:	Übersicht über die Artenzahlen verschiedener benthischer Großtaxagruppen in Hamburger Elbmarschengewässern. Auf der Grundlage älterer von Untersuchungen von Garms (1961) und Caspers & Heckmann (1982). * = nur vergleichbare taxonomische Ebenen berücksichtigt	89
Tab. 22:	Zuordnung der Indikatorwerte 1- 5 nach Sensitivität und Toleranz und Verteilung der im ‚Artenpool‘ (alle Gruppen) vorhandenen Taxa auf die Ecowert-Klassen.....	95
Tab. 23:	Beispiel einer Benthosgemeinschaft zur Verdeutlichung des höchsten ökologischen Potenzials nicht tideoffener Marschengewässer (Subtyp „Marsch“). Rot ergänzte Spezies nach u.a. Speth & Brinkmann 2003, nach Claus et al. 1994, eigene Einschätzungen. Cpue = Individuen/Fang; NWH % = Stetigkeit, Nachweishäufigkeit; MW = Mittelwert. Log_ Q 0.99 = Abundanz 99%-Quantil (logarithmiert) = Referenzabundanz.	107
Tab. 24:	Beispiel einer Benthosgemeinschaft zur Verdeutlichung des höchsten ökologischen Potenzials nicht tideoffener Marschengewässer (Subtyp „Geestnah“). Rot ergänzte Spezies nach u.a. Speth & Brinkmann 2003, eigene Einschätzungen.. Cpue = Individuen/Fang; Stetigkeit % = Nachweishäufigkeit; MW = Mittelwert. Log_ Q 0.95-0.99 = Abundanz 95% - 99%-Quantil (logarithmiert) = Referenzabundanz.	109
Tab. 25:	Klassengrenzen des EQR für die benthosbasierte Bewertung von nicht tideoffenen Marschengewässern (Typ 22.1 & 22.2).....	113
Tab. 26:	Übersicht über (vorläufige) Bewertungsergebnisse für ausgewählte nicht tideoffene Marschengewässer nach MGBI (Stand Juli 2012) und soweit vorhanden assoziierte Expert judgement Einschätzungen nach NLWKN Stade 2009*, Haesloop (2008)** und Novak (2009) ***, BAL (2007) ****, 22 = Hinweis NLWKN Aurich. ST_M = Subtyp „Marsch“, ST_GN = Subtyp „geestnah“. Metric FG = Metric Fließgewässerkomponente.....	119
Tab. 27:	Makrozoobenthospektrum Harschenflether Wettern (MS Hohenwedel, Juni 2009) und Bewertung nach „Expert Judgement“ (Daten aus NLWKN Stade 2009) und MGBI (Vers. Subtyp „Marsch“).	120
Tab. 28:	Auszug aus den Rohdaten MS Ochtum (006), Nowak (2009).	121
Tab. 29:	Benthosbasierte Einstufung des ökologischen Potenzials) verschiedener nicht tideoffener Marschengewässer aus dem Bearbeitungsgebiet des NLWKN Brake nach MGBI (Subtyp „Marschen“ – ST_M & Subtyp „Geestnah-ST_GN“) im Vergleich zur Einschätzung nach Schwahn (2008). Daten NLWKN Brake aus Schwahn (2008).....	122
Tab. 30:	Ergebnisse der ANOSIM-Analyse. Vergleich der Besiedlung von MS mit unterschiedlichen Potenzialkategorien, nur Subtyp „Geestnah“. N = 13 (Treene, verschiedene MS, verschiedene saisonale Zeitpunkte).	124

Tab. 31:	Ergebnisse der Simper-Analyse für die Stationsgruppen „moderate“ vs. „good“, Daten Treene 2010.	125
----------	--	-----

Kurzfassung

Hintergrund

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erfordert eine ökologische Zustandsbewertung der Oberflächengewässer anhand biologischer Qualitätskomponenten. Eine dieser Komponenten ist die aquatische Wirbellosenfauna, das Makrozoobenthos. Während für die kleineren und größeren Fließgewässer sowie für die Ästuar- (Tideelbe) benthosbasierte WRRL-konforme Bewertungsverfahren erarbeitet wurden, die gegenwärtig zur ökologischen Bewertung angewendet werden (Meier et al. 2006, Schöll et al. 2005, Krieg 2005), fehlt in Deutschland bislang ein Bewertungsansatz für ‚Gewässer der Marschen‘ Typ 22.1. Von Verdonschot et al. (2012) wurde allerdings aktuell ein Vorschlag zur ökologischen Bewertung von Entwässerungsgräben in Agrarlandschaften auf der Grundlage der Makroinvertebraten publiziert.

Als „nicht tideoffen“ werden solche Gewässer der Fluss- oder Küstenmarschen bezeichnet, die über Siele und/oder Schöpfwerke entweder in die Ästuar- oder deren größere Nebengewässer bzw. in das Wattenmeer entwässern. Das freie Einschwingen der Tide wird i.d.R. durch die genannten Siele- oder Schöpfbauwerke unterbrochen. Hier besteht eine Abgrenzung zu Gewässern des Subtyps tideoffene Marschengewässer (vgl. Kiel et al. 2004, Bioconsult 2009). Marschengewässer des Typs 22.1 sind in Deutschland auf die Nordseeküstenräume in Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Bremen und Hamburg beschränkt.

In Niedersachsen umfassen die nicht tideoffenen Marschengewässer des Typs 22.1 etwa 2.150 km Fließstrecke und stellen damit einen quantitativ bedeutsamen Gewässertyp dar. Die Marschengewässer stehen dabei ökologisch in funktionellem Zusammenhang mit kleineren Gräben. Bezieht man auch die kleineren Marschengräben, die allerdings nicht zum reduzierten Gewässernetz im Sinne der EG-WRRL gehören, in eine quantitative Betrachtung ein, erhöht sich die Gewässerstrecke sogar auf ca. 30.000 km (Kiel et al. i. Vorb.).

Die Gewässer des Typs 22.1 befinden sich zum größten Teil im Naturraum Flussmarsch, ein gewisser Teil (ca. 20 %) ist im Grenzbereich Marschen und Geest lokalisiert.

Der überwiegende Teil der Marschengewässer ist süßwassergeprägt. Allerdings werden einige Gewässer bzw. Gewässerabschnitte, die im Oligo- bzw. Mesohalinikum der Ästuar- oder im Küstenbereich münden unregelmäßig durch höhere Salzgehalte beeinflusst. Aufgrund der Charakteristik des Salinitätseinflusses wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit der Parameter Salinität als Belastungsfaktor eingestuft. Dies gilt zunächst auch für solche Gewässerabschnitte, die historisch durch natürliche Salinitätsgradienten geprägt waren. Im diesem Zusammenhang sei aber eine Maßnahmenkonzeption für eine mögliche Wiederherstellung von Brackwasserlebensräumen verwiesen, die im Auftrag des NLWKN 2009 erarbeitet wurde. Eine u.U. mögliche Umsetzung von Maßnahmen mit dieser Zielsetzung würde einen anderen Bewertungsansatz erfordern.

Artenspektrum der Marschengewässer

Auf der zur Verfügung stehenden Datengrundlage, die verschiedene Untersuchungen aus dem Zeitraum 1986 – 2011 aus den Einzugsgebieten von Ems, Weser und Elbe (Daten NLWKN, LANU) sowie auch ältere Untersuchungsergebnisse aus Marschengewässern u.a. von Garms (1961) oder Caspers & Heckman (1982) umfasst sind insgesamt etwa 840 Taxa, die sich aus 14 Großtaxagruppen rekrutieren, für Marschengewässer

dokumentiert. Bleiben nicht differenzierte Großtaxaangaben sowie eine Reihe von Arten, deren taxonomische Ansprache fraglich ist (insbesondere aus der Gruppe der Coleoptera) und naturraumuntypische Arten unberücksichtigt, reduziert sich die Taxazahl um etwa 4% auf ca. 805 Taxa.

Mit >180 Taxa sind die Coleoptera die artenreichste Großtaxagruppe in den Marschengewässern. Diptera wiesen mit >160 den zweithöchsten Wert auf. Danach folgen Trichoptera (>90 Taxa) sowie Gastropoda (62) und Heteroptera (>55). Mit Crustacea und Odonata (>40), Oligochaeta (>35) oder Bivalvia (30) sind weitere relativ artenreichere Gruppen in diesem Gewässertyp vertreten. Die übrigen Formengruppen (z.B. Ephemeroptera, Hirudinea, Plecoptera, Turbellaria) wiesen mit 4 – 28 Taxa eine geringere Vielfalt auf.

Das Artenspektrum der nicht tideoffenen Marschengewässer setzt sich erwartungsgemäß ganz vorwiegend aus stillgewässertypischen oder strömungsindifferenten Süßwasserspezies zusammen. Allerdings sind auch eine Reihe als rheotypisch bzw. rheophil eingestufte Taxa nachgewiesen. Insgesamt 11% (ca. 90 Taxa) des Gesamtspektrums gelten als fließgewässertypisch, wobei die meisten dieser Taxa in geringer Stetigkeit und vorwiegend auf die geestnäheren Gewässerabschnitte mit regelmäßiger Strömung zu beschränkt sind.

Neben den Süßwasserarten sind v.a. in küstennahen Marschgewässerabschnitten auch marine und/oder Brackwasser-Faunenelemente (v.a. Crustacea, Polychaeta, Mollusca) dokumentiert. Diese wurden aber nur sporadisch und örtlich erfasst. Ihr Anteil am Gesamtaxaspektrum liegt bei etwa 3% (28 Taxa).

Marschengewässer Benthos Index (MGBI)

Aufgrund der spezifischen abiotischen Rahmenbedingungen der Marschengewässer war es nicht ohne weiteres möglich, die Bewertungsverfahren für Fließgewässer oder Ästuar unverändert zu übernehmen. Daher wurde eine Neukonzeption in Anlehnung an den bestehenden Ansatz für tideoffene Marschengewässer (TOM-Index, Bioconsult 2009) als sinnvoll erachtet. Vor diesem Hintergrund ist ein multimetrisches Verfahren konzipiert worden, das die nach WRRL erforderlichen Aspekte ‚Artenvielfalt‘, ‚Abundanz‘, ‚Sensitivität und Toleranz‘ (gegenüber Habitatveränderungen) umfasst und nach einer 5-stufigen Skala bewertet. Grundlage ist die Zusammenstellung weniger historischer und überwiegend rezenter Daten aus denen die potenzielle Benthosbesiedlung („Taxapool“) der Marschengewässer abgeleitet wurde. Alle Gewässer dieses Typs sind im Sinne der WRRL als „stark verändert“ und/oder „künstlich“ eingestuft, insofern bezieht sich die Bewertung auf das ökologische Potenzial.

Probenahme und Bestimmung

Für die Anwendung des Verfahrens ist eine 1malige Beprobung einer Messstelle im Frühsommer-Sommer geplant (zeitlich vor Unterhaltungsmaßnahmen). Als Messstelle wird ein Bereich von ca. 50 m stromauf und stromab um eine Zentralkoordinate definiert. Wenn aus fachlicher Sicht erforderlich, kann der Abschnitt räumlich ausgedehnt werden. Im Bereich der Probenahmestelle sind die besiedlungsrelevanten Habitate gezielt zu untersuchen.

Analog zur Methodik für Fließgewässer (PERLODES, Meier et al. 2006) ist zur Erfassung der Organismen ein langstieliger Kescher mit einem rechteckigen Rahmen von 25 x 25 cm und einer Maschenweite von 500 µm zu verwenden. Des Weiteren ist eine manuelle Organismenabsammlung von Substraten wie z.B. Totholz, Steinen und insbesondere Makrophyten erforderlich. Die Erfassungsstrategie zielt auf eine möglichst vollständige Erfassung der Benthostaxa. Anzahl und Art der beprobten Habitate sowie Dauer der Probenahme

(als vorläufiger grober Richtwert mind. 30 min/Probenahmestelle, „netto Sammelzeit“ ohne Sortierungsaufwand) sind zu dokumentieren.

Die Sortierung der Organismen aus dem Probenmaterial kann vor Ort oder im Labor erfolgen. Die Konservierung/Fixierung der Organismen erfolgt in 70%igem Ethanol oder ggf. in 4%igem Formol (nur Oligochaeta). Eine Angabe der Fangzahlen je Art/Taxon erfolgt als Ind./Probe (CpUE) ohne Flächenbezug; alternativ sind auch artspezifisch Abundanzschätzungen nach DIN möglich. Derzeit wird noch diskutiert, ob die Kescher bezogene Probenahme durch zusätzliche Entnahme von Sedimentproben (Stechrohre ca. 4,5 cm Durchmesser) ergänzt wird.

Die taxonomische Aufschlüsselung sollte bis zur Art erfolgen bzw. sich weitgehend an die Empfehlungen der operationellen Taxaliste nach PERLODES (vgl. Haase et al. 2006) anlehnen. Im Detail ist aber noch offen, ob eine weitere Aufschlüsselung der Gruppen Oligochaeta und Diptera auf Artebene empfohlen wird. Ähnliches gilt auch für bestimmungsaufwändige Gattungen anderer Großtaxa (hier: Hyrdoporus, Coleoptera; Pisidium, Bivalvia).

Konzeption

Der MGB-Index ist als multimetrisches Verfahren konzipiert, das die nach WRRL erforderlichen Aspekte ‚Artenvielfalt‘ bzw. Gemeinschaftsstruktur (Modul „Taxonomische Vielfalt“), ‚Abundanz‘, ‚Sensitivität und Toleranz‘ gegenüber Habitatveränderungen (Modul „Eco/Abundanz“) umfasst und nach einer 5-stufigen Skala von „sehr gut“ – „schlecht“ bewertet. Der Bewertungsmaßstab basiert auf rezenten Daten von 1950 - 2011 aus denen, ergänzt durch fachliche Einschätzung, eine Referenzbesiedlung der Makrozoobenthosgemeinschaft für geschlossene Marschengewässer (Typen 22.1/2) abgeleitet wurde. Diese reflektiert das höchste ökologische Potenzial. Der ökologische Zustand ist hier nicht relevant, da alle Marschengewässer als „stark verändert“ klassifiziert sind. Der MGBI spiegelt das Ausmaß einer allgemeinen Degradation. Wesentliche Faktoren sind im diesem Zusammenhang gewässerstrukturelle Parameter (Habitat, Strömung), Unterhaltungsmanagement, Stoffbelastung (z.B. Salinität, Sauerstoff) oder Eutrophierung, wobei ein jeweiliger Gewässerzustand i.d.R. Resultat der Kombination bzw. der Interaktion der Faktoren ist.

Das Modul „Taxonomische Vielfalt“ (TAV) wird über die Anzahl von Großtaxagruppen, Familien sowie Arten abgebildet. Die Berechnung erfolgt analog zum TOM-Index über die Ähnlichkeit zur Referenzgemeinschaft (s.o.). Die Präsenz der Gruppen Oligochaeta und Diptera wird derzeit ausschließlich auf Großtaxaebene bewertet.

Zentraler Aspekt für die Bewertung des Moduls „Eco/Abundanz“ besteht analog zu vorliegenden Ansätzen (Holm 1989, Schöll et al. 2005, Krieg 2005, Bioconsult 2009) in einer Zuordnung artspezifischer Indikatorwerte (Eco-Werte), die die Sensitivität bzw. die Toleranz einer Art gegenüber den in Marschengewässern relevanten Stressoren (z.B. Habitatstruktur, Stoffbelastung) reflektieren. Die auf Literatur- und Experteneinschätzungen beruhenden insgesamt für >600 Organismen vorläufig vergebenen Eco-Einstufungen umfassen Werte zwischen 1 („sehr tolerant“) – 5 („sehr sensitiv“). Die Berechnung dieses Parameters erfolgt weitgehend analog zum TOM-Index. Dabei sind die für Marschengewässer relevanten Großtaxagruppen für die Bewertung von unterschiedlicher Bedeutung.

Nach den Datenanalysen scheint eine Differenzierung innerhalb dieses Gewässertyps in die Subtypen „Marschen“ und „Geestnah“ sinnvoll, da sich diese durch unterschiedliche Benthosgemeinschaften auszeichnen. Wie bereits oben angeführt scheint die geestnäheren Abschnitte noch einen gewissen Fließgewässercharakter

ter aufzuweisen, während die die geestferneren Abschnitte weitgehend strömungsfrei und eher Stillgewässercharakter haben. Für beide Subtypen wurden daher eigene Referenzbedingungen im Hinblick auf die Makrozoobenthosgemeinschaft definiert.

Fazit

Die Anwendung des MGBI scheint v.a. für den Subtyp „Marschen“ plausible Bewertungen des ökologischen Potenzials über die Qualitätskomponente Makrozoobenthos zu ermöglichen. Unterstützt wird diese Annahme durch eine vergleichsweise hohe Übereinstimmung mit vorliegenden Experteneinschätzungen. Die in Einzelfällen vorhandenen deutlichen Abweichungen erscheinen erklärbar.

Weniger eindeutig bleibt die Abgrenzung und Bewertung des Subtyps „Geestnah“. Die hier beispielhaft berücksichtigten niedersächsischen Gewässer wiesen auch in Geestnähe keine charakteristische Fließgewässerkomponente auf, die als Bestandteil des typischen Fauneninventars dieses Subtyps definiert wurde. Dabei ist zu beachten, dass dieser Übergangsbereich auch von der Qualität der oberhalb anschließenden Fließgewässerabschnitte der Geest beeinflusst wird. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist nicht belastbar zu belegen, ob die festgestellten Defizite Resultat einer Belastung im Übergangsbereich Marsch/Geest oder durch einen ungünstigen Zustand des oberhalb anschließenden Fließgewässertyps hervorgerufen sind. Denkbar ist auch dass die hier ausgewählten Messstellen („1,5 km-Bereich“) generell nicht dem Subtyp entsprechen.

Insgesamt bleibt also zu prüfen, welche MS tatsächlich über den Subtyp „Geestnah“ bewertet werden sollten. Des Weiteren ist zu prüfen, ob die schleswig-holsteinische MS „Hollingstedt“ (Übergangsbereich Geest/Marsch) in der Treene als mögliche Referenz für das gute ökologische Potenzial auch für niedersächsische Marschengewässer des Subtyps „Geestnah“ herangezogen werden kann oder die Treene aufgrund ihres deutlicheren Geesteinflusses sogar als eigener „Sondertyp“ gelten müsste. Falls die Treene als Referenz geeignet wäre bleibt zu empfehlen, im Rahmen einer Evaluation hier die MZB-Besiedlungsvariabilität (z.B. saisonal, interannuell) vertieft zu erfassen, um die derzeitigen Klassengrenzen zu verifizieren oder ggf. zu modifizieren. Es sollte aber darüber hinaus geprüft werden, ob auch auf niedersächsischem Gebiet ein hier noch nicht berücksichtigtes Gewässer diesen Subtyp ebenfalls gut reflektieren könnte, um eine Überprüfung der hier definierten Referenzbedingungen zu ermöglichen.

Eine Testphase durch koordinierte Datenerhebungen ist generell erforderlich, um das Verfahren zu überprüfen und zu plausibilisieren.

1. Aufgabenstellung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erfordert eine Bewertung der Oberflächengewässer auf ökologischer Grundlage (EUROPÄISCHE UNION 2001). Dazu sollen leitbildorientierte Bewertungsverfahren entwickelt werden, die den ökologischen Zustand eines Gewässers und die bedeutenden Einflussfaktoren widerspiegeln (Nehring & Leuchs 2001). Die Vorgaben der WRRL wurden in verschiedenen Gremien diskutiert (WORKING GROUP 2.4 – COAST 2003; WORKING GROUP 2A – ECOLOGICAL STATUS (ECOSTAT) 2003) und daraus Leitlinien zur Durchführung erarbeitet.

Ein Arbeitsschritt zur Umsetzung der WRRL ist die Bewertung des Status quo der Gewässerqualität anhand verschiedener Indikatoren. Einer dieser Indikatoren ist die bodenlebende Wirbellosenfauna, das Makrozoobenthos (MZB). Während für die kleineren und größeren Fließgewässer sowie für die Ästuare (Tideelbe) benthosbasierte WRRL-konforme Bewertungsverfahren erarbeitet wurden, die gegenwärtig zur ökologischen Bewertung angewendet werden (Meier et al. 2006, Schöll et al. 2005, Krieg 2005), fehlt bislang ein Bewertungsansatz für nicht tideoffene ‚Gewässer der Marschen‘ (Typ 22.1) und ‚Flüsse der Marschen‘ (Typ 22.2).

Die Qualität nicht tideoffener Marschengewässer ist aufgrund ihrer eigenen Besiedlungscharakteristik auf der Grundlage der benthosbasierten Bewertungsansätze für Fließgewässer nicht belastbar zu beurteilen. Daher ist ein entsprechender Bewertungsvorschlag zu erarbeiten. Der Bewertungsansatz für diesen Gewässertyp soll sich an der bereits vorliegenden Methodik für tideoffene Marschengewässer anlehnen.

Im Dezember 2010 wurde das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle die o.g. Fragestellungen und Aufgaben zu bearbeiten und einen zielführenden Vorschlag für ein benthosbasiertes Verfahren für nicht tideoffene Marschengewässer (TOM-Index) sowie an einen internen NLWKN-Ansatz (BBM, NLWKN- schriftl.) des Typs 22.1 anlehnen.

2. Definition – nicht tideoffene Marschengewässer

Von BFN (<http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/gewaessertypen/typ22.pdf>) liegt ein Gewässersteckbrief mit allgemeinen Informationen zu diesem Gewässertyp vor. Unter den als Typ 22 klassifizierten Marschengewässer subsumieren sich danach verschiedene (Sub)Typen, die im Hinblick auf ihre gewässerstrukturellen oder hydrografischen Rahmenbedingungen Unterschiede aufweisen, wobei der Tideeinfluss (und Brackwassereinfluss) als ein typisches Kriterium für eine natürliche Ausprägung dieses Typs gilt. Folgerichtig werden vor diesem Hintergrund von BFN dieses Gewässertyp überwiegend Brackwasserarten (z.B. *Gammarus zaddachi*, *Neomysis integer*, *Nais elinguis*) als charakteristisches Arteninventar benannt. Neben den Strömen der Marschen (Typ 22.3, Teile des Tideästuars von Weser und Elbe) werden Flüsse der Marschen (Typ 22.2) sowie Gewässer der Marschen (Typ 22.1) unterschieden. Die vorliegende Arbeit fokussiert auf den zuletzt genannten Typ 22.1 und auf dabei solche Gewässer die, aufgrund der Eindeichungen nicht mehr dem freien Tidegeschehen unterliegen (vgl. Abb. 1). Die Gewässer dieses Typs stellen den Großteil der Marschengewässer Niedersachsens, Bremens und Hamburg dar. In Schleswig-Holstein sind alle Marschengewässer heute Teil eines großräumigen künstlichen Entwässerungssystems. Lediglich kleine Relikte naturnaher, von Gezeiten und Sturmfluten gestalteter Wasserläufe finden sich auf einzelnen Halligen und Inseln (LANU 2001).



Abb. 1: Blick auf das Braker Sieltief und Grimmenser Tief (Typ 22.1, nicht tideoffen) im Zuständigkeitsbereich des NLWKN Brake. Foto Schwahn (2008)

Unabhängig von der Klassifizierung innerhalb des Typen 22 werden hier solche Gewässer als „nicht tideoffen“ bezeichnet, die keinen täglichen Tideschwankungen unterliegen. Durch Sielbauwerke und Schöpfwerke sind die Gewässer nicht oder nur unregelmäßig durch das Tidegeschehen beeinflusst (vgl. Kiel et al. 2004, Abb. 2).



Abb. 2: Blick auf das Petkumer Siel am Petkumer Sieltief im Zuständigkeitsbereich des NLWKN Aurich. Foto Bioconsult (2004)

Im Küstenbereich befindliche Gewässer können abschnittsweise diskontinuierlich durch höhere Salzgehalte beeinflusst sein. Die Eindeichung durch See- oder Hauptdeiche wird als weitgehend „irreversibel“ angenommen, der Tideeinfluss als wesentliches Charakteristikum „natürlicher“ Marschengewässer (s.o.) ist damit jedoch fast völlig unterbunden. Anders als bei den der o.g. Leitbildbeschreibung des BFN wird bei den Marschengewässern (Subtyp „nicht tideoffen“) analog LANU 2001 daher nicht von „natürlichen Bedingungen“ als Zielzustand ausgegangen, sondern von einem „ökologisch verbesserten Zustand“ unter Beibehaltung der Entwässerungsfunktion.

Vor diesem Hintergrund wäre also nicht generelles Ziel die ursprünglichen Bedingungen in Bezug auf die Durchlässigkeit zwischen Binnen- und Küstenlebensräumen und damit die freie Tidedynamik wiederherzustellen. Allerdings kann auch ein solches Ziel in Einzelfällen durchaus anzustreben sein. So sei hier auf Maßnahmenkonzepte zur Herstellung von Brackwasserlebensräumen in Küstenmarschgewässern verwiesen, die im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg erarbeitet wurden (vgl. auch BIOCONSULT 2009).

3. Methodisches Vorgehen

3.1 Arbeitsschritte

Die vorliegende Studie umfasst verschiedene ‚Arbeitspakete‘, die sich in die Teilaspekte ‚Vorarbeiten‘, ‚Erarbeitung eines benthosbasierten Bewertungsvorschlags‘ sowie die ‚Erstellung eines Datenpools, das vorliegenden Untersuchungsdaten sowie u.a. auch assoziierte artspezifische Informationen (Systematik, ökologische Klassifikation wie Trophie, Habitattyp, Ecowert etc.) einschließt.

Vorarbeiten

Die unter ‚Vorarbeiten‘ gefassten Arbeitsschritte beinhalten neben einer kurzen Begriffsbestimmung ‚tideoffener Marschengewässer‘ und einer Zusammenstellung möglicher Stressoren die Sichtung historischer und v.a. rezenter Datensätze sowie eine Testanwendung des AeTV (Verfahren für Übergangsgewässer, Tideströme der Marschen, sandgeprägter Tideströme) nach Krieg (2005).

Folgende Aspekte wurden im Einzelnen bearbeitet:

- Erstellung einer Gesamtartenliste auf der Grundlage vorliegender Daten und Literaturangaben
- Rezente Daten zusammengeführt und so weit möglich standardisiert
- Sichtung bereits vorliegender benthosbasierter Bewertungsansätze
- Analyse der Benthosdaten auf mögliche räumliche Unterschiede. Übergeordnetes Ziel ist die Identifikation genereller Einflussfaktoren auf die Benthosbesiedlung. Des Weiteren ist auf dieser Grundlage zu überprüfen, ob Hinweise auf eine u.U. erforderliche Subtypisierung der tideoffenen Marschengewässer aufgrund einer spezifischen Besiedlung, z.B. auf Ebene der Einzugsgebiete deutlich werden.
- Vorschlag zur Differenzierung von Marschengewässerabschnitten
- Ableitung von Referenzbedingungen für nicht tideoffene Marschengewässer bezogen auf das ökologische Potenzial.

Vorschlag Bewertungsansatz

Auf der Basis der Ergebnisse der Vorarbeiten erfolgt die Erarbeitung eines Tools für eine benthosbasierte Bewertung der Marschengewässer nach den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie. Die Bewertung umfasst dabei die relevanten Messgrößen Artenspektrum differenziert nach toleranten und sensiblen Taxa und die Messgröße Abundanz. Die Gesamtbewertung wird durch die so genannte ‚Ökologische Qualitätskennzahl‘ (EQR: *Ecological Quality Ratio*), die Werte zwischen 0 (schlecht) und 1 (sehr gut) annehmen kann dargestellt.

Erstellung einer Datenübersicht („living-document“)

Neben den o.g. Aufgaben wird im Rahmen der Bearbeitung auch eine Datenübersicht erstellt, die die vorliegenden Daten aus Marschengewässer zusammenfasst und (so weit möglich) auch ergänzt um artbezogene und gewässerbezogenen Informationen und weiterer Informationen zu den Gewässern (Bewertung Struktur-güte, Wasserqualität, etc.). Letztere Daten wurden durch den AG zu Verfügung gestellt. Aus der Datenübersicht sind also u.a. bisherige Nachweise der Arten (räumlich und zeitlich), formale Informationen wie u.a. die DV-Nummer (soweit vergeben) der Taxa, die biologische Systematik (Großgruppe, Familie, Art) sowie autökologische Kennwerte (Habitattyp, Trophietyp, Strömungstyp) oder weitere Information (Ecowert-MG, Ecowert-PTI, Saprobienwert) zu entnehmen.

3.2 Bezugsraum

Marschengewässer des Typs 22.1 sind in Deutschland heute auf die EZG der Wattenmeerästuare bzw. auf den Küstenbereich des Wattenmeeres beschränkt. Die vorliegende Arbeit bezieht sich im Wesentlichen auf die niedersächsischen Marschengewässer (Abb. 3), wobei auch bremische, hamburgische und schleswig-holsteinische Gewässer einbezogen wurden, da aus diesem ebenfalls Daten zur Verfügung gestellt wurden (BSU, schriftl., LLUR schriftl., SBUVE schriftl.). Letztere Daten fanden die für die Erarbeitung eines Marschengewässer Benthos Index (MGBI) ebenfalls Berücksichtigung.

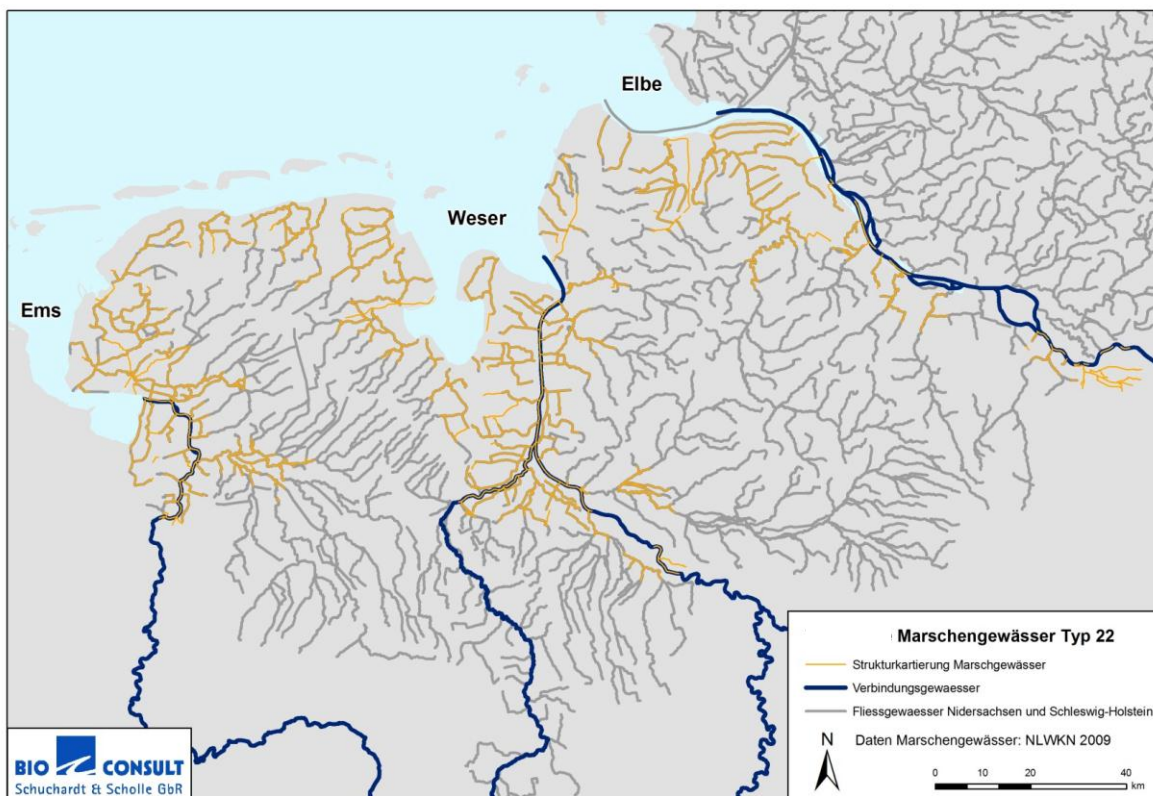


Abb. 3: Übersicht über die räumliche Lage der nicht tideoffenen Marschengewässer Typ 22 (orange) in den Einzugsgebieten (EZG) von Ems, Weser und Elbe in Niedersachsen.

Der größte Teil der nicht tideoffenen Marschengewässer ist süßwassergeprägt. Wie bereits in Kap. 2 dargestellt, können die im Küstenbereich bzw. in den unteren Ästuaren (oligo – polyhaliner Bereich) „mündenden“ Gewässer lokal und temporär durch höhere Salzgehalte beeinflusst sein. Der Salzeinfluss ist in Stärke und in seiner zeitlichen Dauer i.d.R. sehr variable und zeitlich diskontinuierlich, da die Gewässer über die Bauwerke vom regelmäßigen Tidegeschehen weitgehend abgeschnitten sind. Die Ausbildung einer charakteristischen Brackwasserzone ist daher nicht möglich.

Tab. 1 zeigt eine Übersicht über die im Betrachtungsraum Niedersachsen und Schleswig-Holstein als Typ 22.1 klassifizierten Marschengewässer.

Im Ems-Einzugsgebiet sind insgesamt 107 nicht tideoffene Marschgewässer vorhanden, die insgesamt ca. 500 km Fließstrecke umfassen. Im Wesereinzugsgebiet sind 92 Gewässer auf insgesamt ca. 428 km als nicht tideoffene Marschengewässer klassifiziert. Mit 62 Gewässer und einer Lauflänge von insgesamt ca. 368 km hat das Elbeeinzugsgebiet einen insgesamt geringeren Anteil an Marschengewässerabschnitten des Typs 22.1.

Tab. 1: Übersicht über die in Niedersachsen und Schleswig-Holstein beprobten nicht tideoffenen Marschengewässer Typ 22.1.
 Quellen: NLWKN BOG-Datenbank, LLUR – Schleswig-Holstein, BSU-Hamburg, SBUVE- HB, Oldenburg_Focke & Kiel (2008).
 Orange schraffiert: Mündung direkt in Küstengewässer (S-H nicht berücksichtigt).

Aurich (NLWKN)	Brake (NLWKN)	Brake (NLWKN)	Stade (NLWKN)	Verden (NLWKN)	HB (SBUVE)	HH (BSU)	S-H (LLUR)
A. Schoepferwerkstief	Abbehauser Sieltief	Küstenkanal	Achthöfener Fleth	Ableiter	Arberger Kanal	Alte Süderelbe	Adolfskoog
Abellitz	Abser Sieltief	Lockfleth	Agathenb. Moorwettern	Altes Mühlenfleth	Blumenthaler Aue	Dove Elbe	Arlau
Abellitz-Moord.-Kanal	Accumer Tief	Logenstreek	Alte Weser	Aschwardener Flutgraben	Dunger Sielgraben	Gose Elbe	Borsbüller Bach
Abenser Leide	Alte Böke	Mühlentief	Altenbrucher Kanal	Deichkampffleet	Geeste	Mittlere Bille	Elpersbüttler Strom
Addingaster Tief	Aper Tief	Maade	Arenscher Bach	Diakkampffleet	Grauwall-Kanal	Moorburger Landscheide	Elpersbüttler Strom
Altes Gr. Sieltief	Aue	Mooriemer Kanal	Aue	Frühplaten Balje	Gröpelinger Fleet	Moorwettern	Entwässerungskanal Dage
Altes Tief	Augustfehnkanal	Moorkanal	Basbecker Schleusenfleth	Hagengraben	Katrepeler Sielgraben	Neuer Schleusengraben	Entwässerungskanal Sank.
Altharl. Sieltief	Bibbenser Tief	Motzener Kanal	Berenscher Bach	Helmerfleth	Kleine Wümme	Schleusengraben	Entwässerungskanal Soph.
Altmarscher Tief	Bardenflether Tief	Neuenhüntorfer Siel	Blumenthaler Schleusenfleth	Hinnebecker Fleth	Kuhgraben	Untere Bille	Haseldorfer Binneneibe
Bagbänder Tief West	Barbeeler Tief	Neuenlander Kanal	Borsteler Binneneibe	Hornfleth	Lesumbroker Sielgra	Verl. Brookwetterung	Mittlerer Strom
Breinermoorer Sieltief	Bassenser Tief	Neuer Graben	Braakstrom	Kirchenfleet	Lune		Moorhusener Wettern
Buschf. Sieltief	Beckumer Sieltief	Neufelder Graben	Brucher Schleusenfleth	Kirchfleth	Maschinenfleet		Neufelder Fleet
C.-Schoepferwerkstief	Berne	Neustädter Tief	Burgbeckkanal	Krusenheimer Fleth	Mittelfleet		Norderstrom
Coldeborger Sieltief	Berneseite Pumpgrube	Nordender Lake	Cappeler Wasserlöse	Mittelbauer Sielfleet	Mühlenfleet		Nordfelder Koog, nördl.
Ditzum - B. Sieltief	Blankenburger Sielt.	Ochtum	Dedesdorfer Sieltief	Moorhauser Kanal	Mühlenhauser Fleet		Oldorfer Sielzug bei E
Dornumersiel Tief	Blankenburger Sieltief	Ollen	Dorumer Wasserlöse	Mühlenfleth	Neue Aue		Querwegszielzug am Sielz
Dortmund-Ems-Kanal	Blexer Sieltief	Poggenburger Leide	Drepte	Neugrabenfleet	Neue Semkenfahrt		Soholmer Au
Elisabethfehnkanal.	Bornhorster See	Poggief	Emmelke	Niederender Kanal	Neuenlander Wasserl.		Thalingburener Strom
Ender Tief	Braker Sieltief	Poggenhöger Tief	Freiburger Schleusenfleth	Norderrader Fleth	Neuer Katrep. Sielgraben		Treene (versch. MS)
Ender Vorflutkanal	Brunner Böke	Quanenser Leide	Geeste	Seekampffleet	Reepenfleet		
Fehntjer Tief	Burhaver Umleitungst.	Rhynschloot	Geversdorfer Schleusenfleth	Semkenfahrtkanal	Rohr		
Flumm	Butjadinger ZW-Kanal	Rispeler Tief	Gr. Medemstad. Wettern	Truper Sielfleet	Schelenkampffleet		
Friedeburger Tief	Butteler Längsgraben	Südender Lake	Grauwallkanal	Viehsteigfleth	Schönebecker Aue		
Galgentief	Butteler Längsgraben	Süder Wasserzug	Grodener Wettern		Uni - Fleet - Nord		
Groothuser Tief	Colmarer Tief	Südl.-Verbindungstie	Große Rönne		Vierstückensielgraben		
Harle	Crildumer Tief	Schmalenflether Tief	Große Siedenteiler Wettern				
Hartgaster Tief	Dalsper Tief	Schweiburger Sieltief	Großenwördener Seekanal				
Heikeschloot	Dangaster Lake	Sophientief	Guderhandvierteler Schöpfw.				
Hinter Tief	Deichtief	Stedinger Kanal	Hackemühlener Bach				
Hivkeschloot	Delme	Strickhauser Tief	Harschenflether Wettern				
Hochbruecker Tief	Doorgaben	Strohauser Sieltief	Hauptvorfluter Steinau				
Holter Tief	Dornebbe	Tettenser Tief	Herrenfleth				
Jemgumer Sieltief	Eckwarder Sieltief	Upjeversches Tief	Hohenfelder Wettern				
Kibbelschloot	Ellenserdammer Tief	Utergadinger Tief	Hörne-Götzdorfer-Kanal				
Kleiner Rendel	Elbflether Sieltief	Vareler Tief	Horsterbeck				
Kleinhorster Tief	Ender Tief	Verbindungstief	Indiekkanal				
Knockster Tief	Ems-Jade-Kanal	Wüppeler Tief	Krummendeicher Wettern				
Larrelter Tief	Feddervarder Sieltie	Wapel	Laaker Fleth				
Leybuchtammelgraben	Feddervarder Tief	Wittemoortief	Landmarschgraben				
Logar Sieltief	Flagbalger Sieltief	Woppenkamper Böke	Landwehrkanal				
Manslagter Tief	Friedeburger Tief	Wulfsgraft	Landwettern (Este)				
Margenser Tief	Friederiken Tief	Bübbanser Tief W2	Lune				
Marker Sieltief	Geestrandgraben	Crildumer Tief W2	Medem				
Marscher Tief	Godensholter Tief	Wulfsgraft	Mehe				
Marschtief	Gr. Feddervarder Tief	Fedderv. Tief W2	Misselward. Wasserlöse				
Muhder - Sieltief	Grimmenser Tief	Zeteler Tief	Moorwettern				
Neue Dift	Hörper Ollen	Zuggraben	Mühlenbach				
Neuefehnkanal	Heete		Neuer Indiekkanal				
Neues Gr. Sieltief	Hekelner Kanal		Neulander Fleth				
Neues Tief	Hiddelser Tief		Nördlicher Grauwallgraben				
Neuharl. Sieltief	Hohens Tief		Nördlicher Sielgraben				
Norder Tief	Holler Moorkanal		Östergehrenstrom				
Nortmoorer Sieltief	Hooksieler Tief		Oxstedter Bach				
Nuetterm. Sieltief	Horumer Tief		Schöpfwerkskanal				
Petkumer Sieltief	Hpt.-pumpgraben Jaderauße		Spiekeler Wasserlöse				
Pawsumer Tief	Hunte		Steinkirch. Moorwettern				
Pumptief	Inhauser Tief		Steinkirch. Neuwettern				
Reepsholter Tief	Ipweiger Moorkanal		Stralbeichwettern				
Rorichumer Tief	Jade		Südlicher Sielgraben				
Sauter Sieltief	Kl. Feddervarder Tief		Verbindungsgraben				
Schiffsbalje	Kortendorfer Tief		Wilster				
Schleitief	Käseburger Sieltief		Wischhaf. Schleusenfleth				
Schmidt-kamperfehn Zup.			Wremer Wasserlöse				
Sielhammer Tief							
Soltborger Sieltief							
Stadtgraben							
Stapelm.-Sieltief							
Terborger Sieltief							
Trecktief							
W.-H.-Polderschloot							
Waskemeer Zugschloot							
Wehrlandswegschoot							
Westerender Ebe							
Wiegoldsburger Riede							
Wybls. Földertief							
Wymeerer Sieltief							

3.3 Datengrundlage Benthos

3.3.1 „Historische“ Daten

Für die nicht tideoffenen Marschengewässer stehen historische Daten im Prinzip nicht zur Verfügung. Informationen für den Gewässertyp 22.1/2 beziehen sich auf die Ästuare und sind nahezu ausschließlich qualitativ (vgl. Bioconsult 2009).

Ältere Daten aus dem Zeitraum 1951 - 1981 zur Benthosbesiedlung von Marschengraben, die jedoch nicht zum Typ 22.1 im engeren Sinne der WRRL zählen, stehen durch Untersuchungen von Garms (1961) und Caspers & Heckmann (1981) aus Hamburger Flussmarschgebieten zur Verfügung. Im Rahmen einer Leitbilddarstellung für Marschengewässer, die sich aber ebenfalls weitgehend auf kleinere Gräben und Fleete beziehen wurden von Claus et al. (1994) Hinweise auf eine für eine biotoptypische Makrofauna erarbeitet. Auch von Witt & Haesloop (2001) gibt es eine Zusammenstellung der grabentypischen Benthosfauna für den Bremer Raum auf der Grundlage verfügbare Daten aus den 80iger und 90iger Jahren. Alle Informationen haben – mit Ausnahme der Daten von Claus et al. (1994) - überwiegend qualitativen Charakter (Artenspektrum).

3.3.2 Rezente Daten

Insgesamt liegen ca. 2.250 rezente Datensätze aus etwa 335 Marschengewässern des Typs 22.1 vor, die sich auf den Zeitraum 1986 – 2011 beziehen. Eine zusammenfassende Übersicht ist Tab. 3 zu entnehmen. Neben der Datenquelle enthält Tab. 3 auch weitere Informationen zur Anzahl der untersuchten Gewässer, zur Untersuchungsmethodik sowie zu der im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgen ‚Datenbehandlung‘ für die statistischen Analysen (s. Kap. 4).

Die Lage der jeweiligen Messstellen, für die Daten vorhanden sind, ist Abb. 4 zu entnehmen. Hieraus wird deutlich, dass die Gewässer in den EZG der Ästuare Ems, Weser und Elbe liegen. Eine Reihe weitere Gewässer entwässert unmittelbar ins Wattenmeer. Solche Gewässer wurden dem „EZG Küste“ zugeordnet. Ergänzende Daten aus Schleswig-Holstein beziehen sich auf Gewässer aus dem EZG der Eider sowie der Elbe und z.T. der schleswig-holsteinischen Küste.

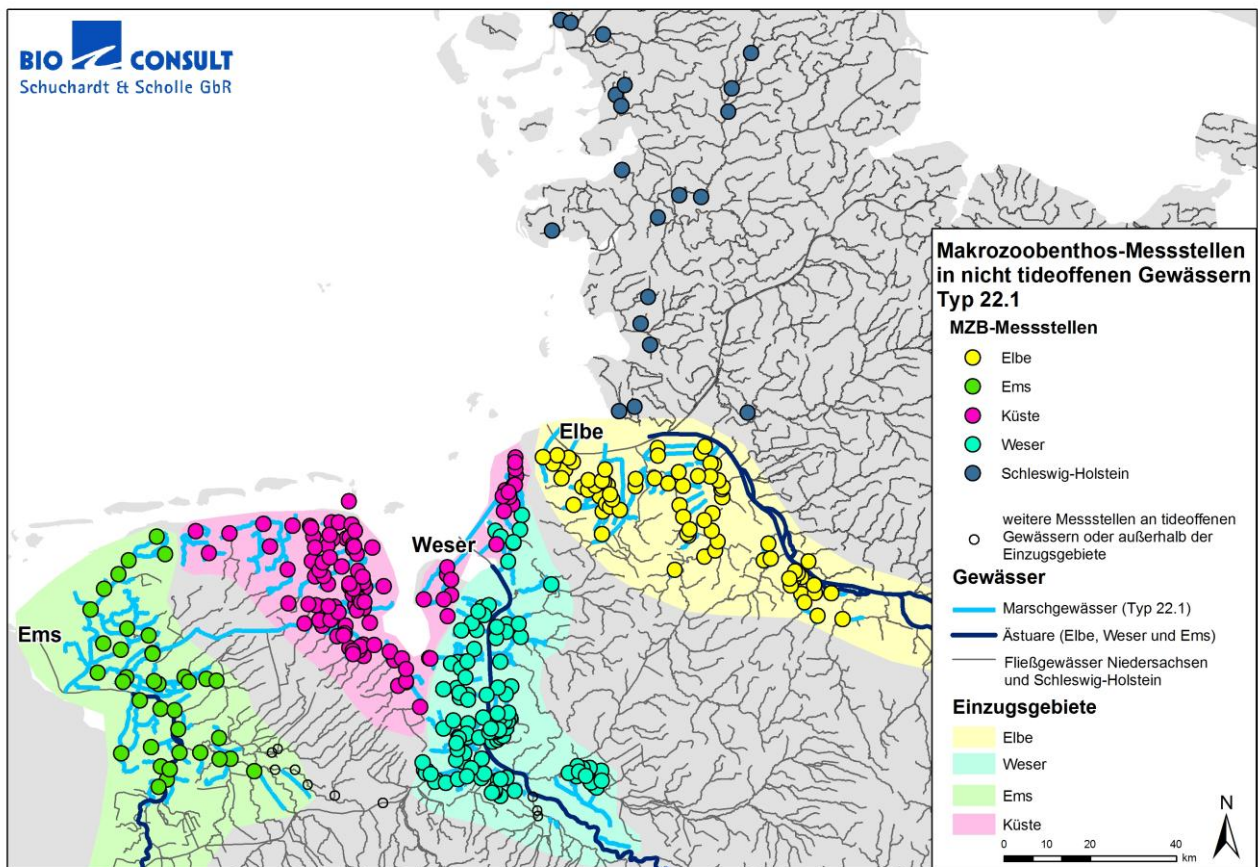


Abb. 4: Lage der Makrozoobenthos-Messstellen in nicht tideoffenen Gewässern (Typ 22) in Niedersachsen, Bremen, Hamburg und Schleswig-Holstein, differenziert nach EZG.

BOG_Archiv (BOG = ,Biologie der Oberflächengewässer')

Die BOG-Daten rekrutieren sich aus verschiedenen Quellen. Zahlreiche und zentrale Datensätze wurden von den NLWKN (Aurich, Brake-Odenburg, Stade und Verden) aus der BOG_Datenbank aus dem Ems-, Weser- und Elbeeinzugsgebiet zur Verfügung gestellt. Der ursprüngliche Anlass der den BOG-Daten zugrunde liegenden Untersuchungen war v.a. die Bestimmung der Gewässergüte (mittels Saprobienindex), in der jüngeren Vergangenheit wurden Untersuchungen vor dem Hintergrund der EG-WWRL durchgeführt. Die Beprobungen sind nach der klassischen Keschermethodik unter Berücksichtigung der relevanten Habitate im Bereich einer Messstelle durchgeführt worden, z.T. sind in jüngerer zusätzlich auch Sedimentproben mittels Stechrohren zur Erfassung der Infauna erfolgt. Die taxonomische Ansprache der Taxa erfolgte i.d.R. auf Artebene, mit gewissen Einschränkungen bei den Taxagruppen der Oligochaeta und Diptera (Chironomidae). Die Individuendichte ist nach DIN 38410 über 7 Abundanzklassen abgebildet, wobei die AK 1 = 1 - 2 Ind. und AK 7 = > 1.000 Ind. beschreibt (Tab. 11, Kap. 4.3). Für die statistischen Analysen sowie für Ableitung von Referenzwerten im Rahmen der Bewertung wurden die Abundanzklassen aber in Ind./CpUE ,rücktransformiert' (s. Kap. 4.3).

Daten HB, HH, SH

Analog zu den BOG-Daten aus Niedersachsen wurden auch von SUBVE-Bremen (N = 457 Datensätze), BSU-Hamburg (N = 24 Datensätze) und LLUR-Schleswig-Holstein (41 Datensätze) Ergebnisse aus Benthosunter-

suchungen (Gewässergüte, WRRL) zur Verfügung gestellt. Diese Untersuchungen sind ebenfalls mittels Kescherbeprobungen (in HH ergänzt durch Stechrohrproben) erhoben worden. Die taxonomische Tiefenschärfe war z.T. unterschiedlich, während die Untersuchungen aus Hamburg auch Oligochaeta und Diptera weitgehend taxonomisch aufgeschlüsselt haben, sind letztere Gruppen in Bremen und Schleswig-Holstein z.T. in geringerer Tiefenschärfe dokumentiert. Die Individuendichte der Taxa ist als Ind./CpUE, Ind./m² oder nach DIN 38410 über 7 Abundanzklassen abgebildet (Tab. 11, Kap. 4.3). Für die statistischen Analysen sowie für Ableitung von Referenzwerten im Rahmen der Bewertung wurden die Abundanzklassen aber in Ind./CpUE ‚rücktransformiert‘ (s. Kap. 4.3). Die Untersuchungen wurden entweder zu einem saisonalen Zeitpunkt pro Jahr (HB, HH) oder zu 1 – 3 Zeitpunkten (SH) durchgeführt (vgl. Tab. 3)

Daten Marschengewässerprojekt (Focke & Kiel 2008)

Aus dem Projekt ‚Gewässerökologische Charakterisierung geschöpfter Marschengewässer der Küstenmarschen Norddeutschlands‘ (Focke & Kiel 2008) wurden Daten aus 6 niedersächsischen Gewässern (Tab. 2, Tab. 3) zur Verfügung gestellt. Die Datenerhebung erfolgte mittels ‚Multi-Method-Sampling‘ (Absammelmethode, Kescher) wobei unterschiedliche Habitate (Weich- und Hartsubstrate im Litoral und Sublitoral) beprobt wurden. Die Untersuchungen fanden 2006 und 2007 statt jeweils 2 Beprobungen im Jahr, wobei die Untersuchungen im März (07), Juni (06, 07), und September (06) stattfanden.

Tab. 2: Liste der Untersuchungsgewässer und Messstellen. Die angegebenen Koordinaten entsprechen dem Gauß-Krüger-System (Deutschland), Potsdam-Datum (PD). R = Rechtswert, H = Hochwert. Strukturgüte aus NLWKN 2005. Übersicht aus Focke & Kiel (2008).

Gewässer	Mündungs-siel	EZG-Größe [km ²]	Messstellen	Koordinaten	Strukturgüte	Einstufung Salinität
Fehntjer Tief	Petkum; Oldersum;	235	FT-Bun	R: 2595368 H: 5915352	deutlich verändert	limnisch
			FT-Imk	R: 2592662 H: 5914118	deutlich verändert	limnisch
			FT-Pet	R: 2585242 H: 5914461	sehr stark verändert	salzbeeinflusst
Knockster Tief	Knock	300	KT-Ost	R: 2580380 H: 5921307	stark verändert	limnisch
			KT-Bun	R: 2570369 H: 5913886	vollständig verändert	salzbeeinflusst
Marschtief	---	---	Mt-X	R: 2586959 H: 5946765	stark verändert	salzbeeinflusst
			Mt-Wes	R: 2582599 H: 5943834	stark verändert	salzbeeinflusst
Norder Tief	Leybucht-siel	244	NT-Nor	R: 2582951 H: 5943183	deutlich verändert	limnisch
			NT-Lüt	R: 2581751 H: 5942337	stark verändert	limnisch
Neuharlinger Sieltief	Neuharlingersiel	125	NS-Fal	R: 3412720 H: 5943560	stark verändert	limnisch
			NS-Ins	R: 3413190 H: 5946410	sehr stark verändert	limnisch
			NS-Hol	R: 3413895 H: 5951350	stark verändert	salzbeeinflusst
Harle	Harlesiel	198	Ha-Nen	R: 3419750 H: 5940660	stark verändert	limnisch
			Ha-Car	R: 3420745 H: 5950805	stark verändert	salzbeeinflusst

* Das Marschtief mündet in das Norder Tief, ist also Teil dessen Einzugsgebietes

Die Individuendichte der Taxa liegt als Mittelwert Ind./CpUE aus ´den 4 Untersuchungskampagnen vor. Die taxonomische Auswertung der Proben ist i.d.R. immer bis zur Art durchgeführt worden. Neben dem Makrozoobenthos wurden auch abiotische Begleitparameter sowie die Makrophytenbesiedlung an den Messstellen erfasst (vgl. Focke & Kiel 2008).

Weitere Daten

Neben den o.g. Daten standen weitere Untersuchungsergebnisse aus Marschengewässern zur Verfügung. Wie bereits oben schon benannt, sei hier auf einen vergleichsweise umfangreichen Datensatz von Claus et al. (1994) hingewiesen. Insgesamt wurden im Rahmen des damaligen Projektes ca. 90 Gräben und Fleete 1malig auf ihre Benthosbesiedlung untersucht. Die Probenahmemethodik (Kescherbeprobungen relevanter Habitate) als auch die taxonomische Tiefenschärfe entspricht weitgehend den der NLWKN-Untersuchungen (BOG-Archiv), d.h. im Rahmen dieser Untersuchungen wurde auf eine vertiefte Ansprache von Oligochaeta und Diptera (Chironomidae) verzichtet. Die Abundanzen liegen als Ind./Fang (CpUE – Catch per Unit Effort) vor. Darüber hinaus stehen orientierende Angaben zur Makrophytenbesiedlung zur Verfügung.

Diese Wesermarschdaten wurden allerdings nicht in die Gesamtdatenbank übernommen, da es sich zum größeren Teil um kleinere Gewässer handelt, die nach WRRL nicht zum relevanten Gewässernetz gehören. Die Daten wurden aber im Rahmen der Referenzerstellung berücksichtigt sowie - wenn sinnvoll - zur Verdeutlichung von Zusammenhängen zwischen Benthosbesiedlung und Rahmenbedingungen (Makrophyten, abiotische Faktoren) ausgewertet.

Tab. 3: Übersicht über die rezenten Datenquellen zum Makrozoobenthos der nicht tideoffenen Marschengewässer in den EZG der Ems, Weser und Elbe

Datenquelle	NLWKN_Aurich	NLWKN_Brake	NLWKN_Verden	NLWKN_Stade	LLUR-SH	SBUE HB	BSU HH	Uni OL	Sonstige_1	Sonstige_2
	BOG_Archiv	BOG_Archiv	BOG_Archiv	BOG_Archiv	WRRL	WRRL	WRRL	Uni Vechta_Kiel et al.	Claus et al, Müller	Garms, Caspers & Heckmann, Witt, Kraft,
Zeitraum	1986 - 2011	1986 - 2009	1986 - 2009	2007	2003, 2004, 2010	1989 - 2010	2007 - 2008	2006/07	1993, 1994	1961, 1951-57, 1978-80, 1995
Anzahl Gewässer	77	109	23	65	19	25	10	6	97	
Anzahl Messstellen	107	156	23	70	23	50	24	14	91 (Claus et al); 6 (Müller 1994)	divers
Anzahl saisonale Beprobungen/Jahr	1 (unterschiedlich)	1 (unterschiedlich)	1 (unterschiedlich)	1 (unterschiedlich)	1 - 3	1 (unterschiedlich)	1	2 (HE & FJ)	1 (SO); 9 (FJ - HE)	divers (wöchentl - monatl.)
Methode	z.T. Multihabitat nach Perloides	z.T. Multihabitat nach Perloides	z.T. Multihabitat nach Perloides	z.T. Multihabitat nach Perloides zusätzlich Stechrohrproben	Multihabitat	Multihabitat	Multihabitat, Multimethod	Multihabitat, Multimethod	Multihabitat	Multihabitat
Gerät	Kescher	Kescher	Kescher	Kescher, Stechrohre	Kescher	Kescher, Absammlung (Steine)	Kescher, Stechrohre	Kescher, Absammlung (Steine)	Kescher, Hand-aufsammlung	Kescher, Hand-aufsammlung
Habitate	charakteristische Habitate der MS, Sublitoral, Ufer etc.	charakteristische Habitate der MS, Sublitoral, Ufer etc.	charakteristische Habitate der MS, Sublitoral, Ufer etc.	charakteristische Habitate der MS, Sublitoral, Ufer etc.	charakteristische Habitate der MS, Sublitoral, Ufer etc.	Hartsubstrat, Weichboden, charakt.Habitate	Hartsubstrat, Weichboden, charakt.Habitate	Hartsubstrat, Weichboden, charakteristische Habitate	charakteristische Habitate	charakteristische Habitate
Qualitativ	weitgehend Artebene, Oligochaeta und Diptera taxonomisch z.T. auf Großgruppenebene	weitgehend Artebene, Oligochaeta und Diptera taxonomisch z.T. auf Großgruppenebene	weitgehend Artebene, Oligochaeta und Diptera taxonomisch z.T. auf Großgruppenebene	weitgehend Artebene inkl. Oligochaeta & Diptera	weitgehend Artebene, Oligochaeta und Diptera taxonomisch z.T. auf Großgruppenebene	weitgehend Artebene inkl. Oligochaeta & Diptera	weitgehend Artebene ohne Oligochaeta & Diptera	weitgehend Artebene inkl. Oligochaeta & Diptera	weitgehend Artebene ohne Oligochaeta & Diptera, nur Insecta (Müller)	gesamtes Spektrum
Quantitativ	Häufigkeitsklassen (1-7), Schätzwerte	Häufigkeitsklassen (1-7), Schätzwerte	Häufigkeitsklassen (1-7), Schätzwerte	Ind./m ²	Häufigkeitsklassen (1-7), Schätzwerte	Ind./m ² , Ind./CPUE, Häufigkeitsklassen	Ind./CPUE	Ind./m ² , Ind./CPUE, Häufigkeitsklasse	Ind./CPUE	-
Datenmodifizierung	Häufigkeitsklassen transformiert in Abundanzen - Mittelwert der jeweiligen Klasse	Häufigkeitsklassen transformiert in Abundanzen - Mittelwert der jeweiligen Klasse	Häufigkeitsklassen transformiert in Abundanzen - Mittelwert der jeweiligen Klasse	keine	z.T.; Häufigkeitsklassen transformiert in Abundanzen - Mittelwert der jeweiligen Klasse	z.T.; Häufigkeitsklassen transformiert in Abundanzen - Mittelwert der jeweiligen Klasse	keine	Mittelwerte/Station Ind./m ²	keine	-
Datensätze	Daten als Einzelmessungen räumlich und zeitlich differenziert	Daten als Einzelmessungen räumlich und zeitlich differenziert	Daten als Einzelmessungen räumlich und zeitlich differenziert	Daten als Einzelmessungen räumlich und zeitlich differenziert	Daten als Einzelmessungen räumlich und zeitlich differenziert	Daten als Einzelmessungen räumlich und zeitlich differenziert	Daten als Einzelmessungen räumlich und zeitlich differenziert	Mittelwerte/Station Ind./m ²	Daten als Einzelmessung, Entwässerungsgräben, kein WRRL-Gewässertyp, nicht i. Datenbank	Daten nur qualitativ, Artenliste Entwässerungsgräben, kein WRRL-Gewässertyp, nicht i. Datenbank
Anzahl Datensätze	550	619	48	372	41	457	24	14	110	-

3.3.3 Methodik Datenauswertung

Im Rahmen der Bearbeitung waren spezifische Teilfragestellungen von Bedeutung. Im Fokus stand hier die Frage nach möglicherweise deutlichen naturräumlichen Besiedlungsunterschieden. In diesem Zusammen-

hang war auch die Frage nach der räumlichen und zeitlichen Variabilität, der Ausprägung von Benthosgemeinschaften, vor dem Hintergrund möglicher Einflussfaktoren wie Einzugsgebiet, Tidehub, Salinität etc. von Bedeutung. Die vorliegenden Daten wurden mittels der unten kurz beschriebenen statistischen multivariaten Verfahren analysiert. Die Abundanzdaten (als Ind./CpUE) wurden vor den Analysen log-transformiert.

Ordinationsverfahren

Ziel der angewandten Ordinationsverfahren ist die Datenreduktion und die Aufdeckung von Strukturen in den Beziehungen von Variablen. Die multivariate Auswertung bietet sich hauptsächlich für die Analyse zunächst unübersichtlich erscheinender ökologischer Datensätze an. Die **Hauptkomponenten-Analyse (PCA)** geht von einem n-dimensionalen floristischen oder faunistischen Raum aus, der durch die n-Organismen des Datensatzes aufgespannt wird. Die Position einer Stichprobe in diesem (mathematischen) Raum wird dann durch die Werte der Organismen in der entsprechenden Probe bestimmt. Mit der Analyse wird nun versucht, einen Datensatz in 2 bis 3 Dimensionen darzustellen, dass sich auf der 1. Achse die maximal wahrscheinlichste "Erklärung" abbildet. Auf der 1. Achse liegt damit die Hauptkomponente oder Korrespondenz, die den berechneten Datensatz differenziert oder erklärt. Ein entsprechender Prozentwert für diese Erklärung wird bei der Berechnung ausgegeben. Die eingegebenen Variablen, z.B. die Abundanz der Benthosorganismen, bestimmen diese Hauptkomponente oder Korrespondenz. Es kann also analysiert werden, wie sich die Proben bezüglich ihrer gefundenen Organismen innerhalb des gesamten benthischen "Raumes" zwischen x und y anordnen (Ordination). Hier wird auch deutlich, dass die Ergebnisse der Ordinationsmethoden von dem eingegebenen Umfang der Daten abhängen und es keinen "Ökologischen Raum" an sich gibt. Man nennt die zu Grunde liegende Analyse darum auch "Eigenanalyse". Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit für einige Fragestellungen verwendete PCA geht von einem linearen Zusammenhang zwischen den berücksichtigten Variablen aus und ist dann zur Erfassung von Unterschieden in einem Datensatz gut geeignet, wenn die Verbreitungsoptima der erfassten Arten tatsächlich innerhalb des vorliegenden Datensatzes liegen. In der PCA werden die Artenwerte durch Regression der Daten auf den Stationswerten errechnet. Der resultierende Artwert ist ein gerichteter Wert und wird als Pfeil dargestellt. Dabei spiegelt die Bedeutung der Achsen die Varianz der Artenwerte (Eigenwertdarstellung der Arten im Diagramm, Eigenvalue) wider, während die Varianz der Stationswerte zweitrangig dargestellt wird (Cumulative percentage variance of species data, s.u.). Der Pfeil einer betreffenden Art weist in Richtung steigender Abundanz (oder Biomasse); er kann auch über den Nullpunkt hinaus als Linie verlängert werden. Zu jeder Station (bzw. jedem Greifer) wird ein Stationswert im Koordinatensystem angegeben, der aus den Arten-Abundanzdaten (bzw. Biomassen) errechnet wird und in räumlicher Nähe der Arten liegt, die an dieser Station vorkommen. Durch Abgleich mit den geplotteten Stationen kann gesehen werden, wie stark die betreffende Art an den Stationen vertreten ist. Je länger dabei ein zu einer Art gehöriger Pfeil in der Ordination ist, desto stärker erklärt diese Art die Stationsunterschiede oder Ähnlichkeiten. Dadurch können für die einzelnen Arten in Bezug auf Abundanz (bzw. Biomasse) quantitative Aussagen zu den Arten an den einzelnen Stationen getroffen werden.

Neben der o.g. PCA wurden exemplarisch **Kanonische Korrespondenzanalysen (CCA)** berechnet. Die CCA dient dazu, den möglichen Einfluss verschiedener Rahmenvariablen (z.B. Salinität, Tidehub) auf die Makrozoobenthos-Gemeinschaften transparent zu machen. Die für die Arten dargestellten Ordinationspunkte verdeutlichen deren Verbreitungsschwerpunkte im Gefüge der dargestellten Umweltparameter. Die kanonischen Achsen (Umweltparameter) werden auf ihre Bedeutung für die Gruppierung der Greifer hin getestet. Eine Variable trägt dann signifikant zum Modell bei, wenn der P-Wert $\leq 0,05$ ist (5% Signifikanzniveau). Der F-Wert beschreibt die im Permutationstest durchgeführte Test-Statistik (Test auf Signifikanz aller kanonischen Achsen). Die Arten-Abundanz-Daten wurden vor den Analysen (PCA, CCA) einer LOG-Transformation

unterzogen, um die Abundanz, deren Erfassung methodisch bedingt einer gewissen Zufälligkeit unterliegt, geringer zu gewichten. Zudem wurden aufgrund der methodisch sehr unterschiedlich erhobenen Daten (s. Kap. 2.2.1) nur solche Datensätze zusammengeführt und analysiert, die auf einer vergleichbaren Methodik (Beprobungsstrategie, Taxonomische Tiefenschärfe) beruhen. Durchgeführt wurden die Berechnung mit dem Software Paket ‚Canoco 4.5‘ (ter Braak & Smilauer 2002).

MDS (Multidimensionale Skalierung)

Multivariate Statistiken (MDS) wurden unter Verwendung des Software-Pakets „Primer 5.0“ berechnet. Hierfür wurden die Abundanzdaten transformiert (4. Wurzel). Als Ähnlichkeitsmaß diente die Bray-Curtis-Similarität. Die Güte der MDS-Darstellung wird über den Stress-Wert angegeben (Stress<0,05: sehr gute Darstellung ohne Möglichkeit der Fehlinterpretation; Stress<0,1: gute Ordination; Stress<0,2: potenziell brauchbare Darstellung, die jedoch mit Vorbehalten verwendet werden sollte; Stress>0,3: Datenpunkte sind fast zufällig in der Darstellung verteilt). Die Verschiedenheit der Makrozoobenthos-Gemeinschaft in den einzelnen Teilgebieten und zu unterschiedlichen Zeitpunkten (Juli und Oktober 2005, März und Juli 2006, März und Juli 2007, März und Juli bzw. August 2008) wurde durch die ANOSIM-Statistik (Analysis of Similarities) untersucht.

ANOSIM-Analyse

Um die Ähnlichkeit der Makrofaunagemeinschaften („Alle Arten“) der einzelnen Stationen statistisch zu prüfen, wurde das ANOSIM-Verfahren (Analysis of Similarities), das im Software-Paket „PRIMER 5.0“ (Clarke & Gorley 2001) enthalten ist, angewendet. Hierfür wurde zunächst die Ähnlichkeit der Datensätze als Bray-Curtis-Similarität der transformierten ($X^{1/4}$) Arten-Abundanzen berechnet. Anschließend wurde mittels ANOSIM die Rangähnlichkeit R in einem nicht parametrischen Permutationsverfahren errechnet. Dabei wird zwischen dem globalen R_{ges} und dem paarweisen R unterschieden.

ANOSIM testet die Nullhypothese: „kein Unterschied zwischen a priori definierten Gruppen (z.B. Gebieten)“. Der paarweise R-Wert gibt den Aufschluss über die Unterschiedlichkeit der Gruppen (R>0,75: die Gruppen lassen sich klar voneinander trennen; R>0,5: gute Trennbarkeit der Gruppen, jedoch mit einigen Übereinstimmungen; R<0,25: die Gruppen trennen sich kaum, Clarke & Warwick 1994).

Für die globale Ähnlichkeit R gilt: $-1 < R < +1$. Es gilt weiterhin: $-0,5 < R < +0,5$, wenn die angenommene Nullhypothese (keine Unterschiede zwischen den Stationen) wahr ist. Ist im paarweisen Vergleich $R > +0,5$, so bestehen deutliche Unterschiede zwischen den Stationen. Grundsätzlich gibt der p-Wert analog zu anderen statistischen Verfahren Auskunft über die Signifikanz der Analyse. Ein gängiges Verfahren im paarweisen Vergleich ist es aber auch die Aussage des R-Wertes höher einzuordnen als p (insbesondere bei niedriger Anzahl der Permutationen).

4. Gewässerrahmenbedingungen

Insbesondere der Deichbau und Veränderung des hydrologischen Regimes durch Siele und Schöpfwerke führten schon früh zu einer starken Veränderung der Marschengewässersysteme. Die Entwässerung zum Zwecke der landwirtschaftlichen Nutzung, führte zu der Anlage eines dichten Entwässerungsnetzes in der Marsch. Marschengewässer können damit sowohl natürlich entstanden als auch künstlich geschaffen sein. Die Entwässerung der Flächen wird durch Siele und Schöpfwerke geregelt, ein regelmäßiger Tideeinfluss ist nicht gegeben (s.a. Kap. 2.2.1). Die Entwässerung findet i.d.R. während der Tideniedrigwasserphase statt, daher kann das Wasser nur periodisch abfließen. Besonders tief liegende Gebiete werden aktiv über Schöpfwerke entwässert. Alle nicht tideoffenen Marschengewässer sind sowohl in Niedersachsen als auch in Schleswig-Holstein erheblich verändert (HMWB) oder künstlich (AWB) eingestuft (vgl. PLANULA & BWS 2006).

In Niedersachsen werden drei Ausprägungen der Marschgewässer unterschieden; dieses sind die „Ströme der Marschen“ (22.3), die „Flüsse der Marschen“ (22.2) mit Einzugsgebiet innerhalb der Grundmoränenlandschaften des Jung- und Altglazials sowie die „Gewässer der Marschen“ (22.1), deren Einzugsgebiet fast ausschließlich innerhalb der Marschen liegt und die direkt in die Nordsee bzw. die großen Unterläufe einmünden (vgl. Pottgießer & Sommerhäuser 2004). Die Gewässer des Typs 22.1 stellen dabei den Großteil der Marschgewässer Niedersachsens dar. Da unter diesem Typ zahlreiche, sehr verschiedene Gewässer subsummiert sind, wurde im Rahmen des Projektes eine Subtypologie erarbeitet (vgl. Kap. 3.1.2) Diese soll eine fundierte und nachvollziehbare Bewertung der Marschgewässer gewährleisten.

4.1 Charakteristik und Stressoren nicht tideoffene Marschengewässer

Charakteristik

Wie bereits in Kap. 2 (Definition) dargestellt, sind Marschengewässer durch geringes Gefälle von $<0,1\text{‰}$ gekennzeichnet, so dass das Strömungsgeschehen insgesamt als schwach und überwiegend auch als diskontinuierlich einzuordnen ist. Über Siele und Schöpfwerke wird das Abflussgeschehen geregelt und unterliegt daher keiner freien Dynamik. Diese Rahmenbedingungen erfordern zur Zwischenspeicherung von Spitzenabflüssen sehr große Gewässerquerschnitte. Somit sind Strömungsgeschehen und der Wasserstand in den geschöpften Gewässern abhängig vom Gewässermanagement. In den Gewässern sind i.d.R. geringe Fließgeschwindigkeiten zu verzeichnen, kurzfristig können bei Ent- oder Zuwässerungsmaßnahmen jedoch auch sehr hohe Geschwindigkeiten erreicht werden (Suhrhoff & Gumprecht 1997). Orientierende Angaben (z.B. sehr gering – kontinuierlich) zu Strömungsgeschwindigkeiten liegen nur wenigen Fällen vor (z.B. Schwahn 2008, Haesloop 2008).

Stressoren

Im Rahmen des niedersächsischen Pilotprojektes Marschengewässer (2006) wurden wesentliche Belastungsfaktoren identifiziert und dargestellt, die Einfluss auf die Lebensraumqualität für aquatische Lebensgemeinschaften haben (BWS 2006). Grundsätzlich unterliegen die Marschengewässer der meisten in der WRRL (Anhang II, 1.4) beschriebenen Belastungen. Folgende Faktoren können einzeln und/oder in der Summe

einen deutlichen Einfluss auf die Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten (hier QK Makrozoobenthos) haben:

- morphologische Veränderungen (strukturelle Defizite)
- Gewässerunterhaltungsmaßnahmen
- Abflussregulierungen, Wasserstandsschwankungen
- Belastung mit Nährstoffen (insbesondere Phosphor), Eisenocker und Schwebstoffen (hohe Trübung, s.o.)
- Salzeinfluss

Diese in unterschiedlicher Kombination wirkenden Belastungsfaktoren führen zu sehr verschiedenen Degenerationsintensitäten aber im allgemeinen zu einer insgesamt starken Beeinträchtigung. Zucchi (1993) bilanziert den Anteil natürlicher bzw. naturnaher Gewässer vor dem Hintergrund der o.g. Belastungsfaktoren bezogen auf den Bereich der alten Bundesrepublik auf lediglich 10%.

Strukturelle Faktoren

Insgesamt ist der Gebietswasserhaushalt in qualitativer und quantitativer Hinsicht insbesondere seit den 1950er Jahren tiefgreifend umgestaltet worden. Infolgedessen sind auch die Oberflächengewässer durch Ausbau, Wasserstände, Fließgeschwindigkeit und Wasserqualität (Nährstoffe, Verockerung, Sandtrieb) so umfassend verändert worden, dass sich auch für das Makrozoobenthos deutlich von einem anthropogen unbeeinflussten Zustand abweichende Habitatbedingungen ergeben haben.

Die planmäßige Umgestaltung z.B. der Leda-Jümme Niederung ist als historischer Prozess zu betrachten, der bereits im 19. Jahrhundert begann und aktuell durch regelmäßige Ufersicherungsmaßnahmen, den Bau von Poldern und weitere Maßnahmen fortgesetzt wird. Aufgrund der Höhenstruktur des Gebiets ergab sich in der Niederung von Leda und Jümme ein hoher Problemdruck durch das kulturbedingt aus den Obergebieten abgeleitete Wasser, dem immer wieder zu begegnen war. Die heutige unbefriedigende ökologische Situation der Gewässer ist das zwangsläufige Resultat dieses Prozesses. Wichtige Einzelmaßnahmen sind in Tab. 4 stichpunktartig am Beispiel des Leda-Jümme-Gebiets zusammengefasst.

Tab. 4: Wasserbauliche Maßnahmen im Leda-Jümme-Gebiet

Nr.	Maßnahme	Beispiele/ Örtlichkeit	Veranlassung	Ökologische Wirkung
1.	Kanalbau	Nord-/Südgeorgsfehn, Augustfehn, Hauptfehnkanal, Elisabethfehn u.a.	Moorkultivierung, Entwässerung, Transport	Entwässerung, Wasserchemismus
2.	Verlängerung natürlicher Geestgewässer in die Hochmoore	Ammerländer Baken, Burlage-Langholter Tief, Holtlander Ehetief u.a.	Entwässerung, Torfabau	Säurebelastung durch Moorwasser, später zusätzliche Nährstoffeinträge, unnatürliche Abflussspitzen
3.	Begradigung natürlicher Geest-/ Marschengewässer	Fast alle Wasserkörper mehr oder weniger umfassend	Oberwasserabführung (siehe Nr. 2)	Habitatverluste, Entwässerung der Niederungen, Veränderung der Abflussverteilung, Fließgeschwindigkeit, Verbau, Querbauwerke
4.	Begradigung von Leda und Jümme	v.a. oberhalb von Potshausen bzw. Stickhausen	Oberwasserabführung	Fließgeschwindigkeit, Erhöhung der Tidekurve

Nr.	Maßnahme	Beispiele/ Örtlichkeit	Veranlassung	Ökologische Wirkung
5.	Deichbau	v.a. oberhalb von Potshausen bzw. Stickhausen	Hochwasserschutz	Verringerung der Überschwemmungsflächen, Nutzungsintensivierung, flußnahe Deiche verhindern Gewässerdynamik, Notwendigkeit massiver Ufersicherung, Unterbrechung der freien Verbindung zwischen Marschengewässern und Küste
6.	Leda-Sperrwerk	Leer	Hochwasserschutz	seit 1954 keine winterlichen Überschwemmungen mehr, tiefgreifender Landschaftswandel, großflächiger Verlust von Feuchtwiesen und Vogellebensräumen, Intensivierung der Landnutzung, Gewässereutrophierung
7.	Flurneuordnung	Gesamte Niederung und angrenzende Geesttäler	Nutzungsintensivierung	Verlust des historischen Gewässernetzes, Bau tiefer Vorfluter, maschinelle Unterhaltung
8.	Ausbau der Entwässerung	Bau von Schöpfwerken,	Entwässerung, Landwirtschaft	Absenkung des Grundwassers auf Dräntiefe, Verockerung, Nährstoffeinträge durch Niedermoorsackung, hydrologische Veränderung der Marschengewässer
9.	Emsausbau	Indirekte Wirkung in das Leda-Jümme-Gebiet hinein	Schiffbau	Erhöhung des Tidenhubs, Ausweitung der Trübbungszone, stärkere Sedimentation

Vor diesem Hintergrund ist folgerichtig auch nach Angaben aus den C-Berichten (Bestandsaufnahmen zur WRRL), für die Bearbeitungsgebiete Untere Elbe (BEZIRKSREGIERUNG LÜNEBURG & NLWK 2004a), Untere Ems (BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS, NLÖ & NLWK 2004), Unterweser (BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS, NLWK, NLÖ & SENATOR FÜR BAU, UMWELT UND VERKEHR BREMEN 2004) und Oste (BEZIRKSREGIERUNG LÜNEBURG, NLWK 2004b) ein Großteil der Marschengewässer anthropogen als deutlich überprägt klassifiziert. Die strukturelle Ausstattung der Gewässer wurde daher zum überwiegenden Teil als deutlich bis vollständig verändert bewertet, lediglich im EZG Gebiet der Elbe sind einzelnen Gewässerabschnitte (grün, Kat. 2) als gering verändert eingestuft (Abb. 5).

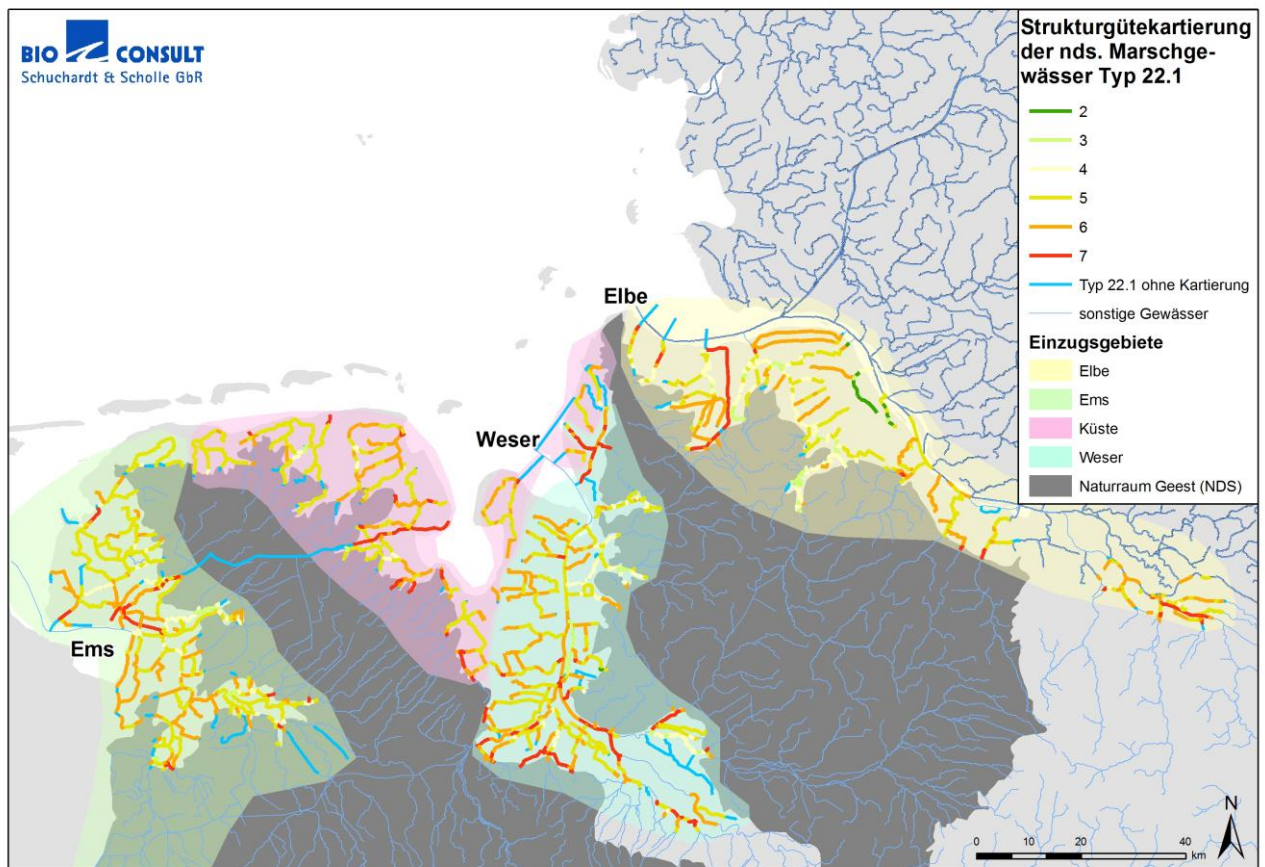


Abb. 5: Ergebnisse der Strukturgütekartierungen in den niedersächsischen Marschengewässern (Typ 22.1, nicht tideoffen). Daten NLWKN Stade. Bezeichnung: 7 = vollständig verändert, 6 = sehr stark verändert, 5 = stark verändert, 4 = mäßig verändert, 3 = deutlich verändert, 2 = gering verändert. Schwarze Punkte Makrozoobenthos-Messstellen. Graue Bereiche und Bereiche mit abgedunkelter Farbgebung spiegeln den Naturraum Geest wider. Abgrenzung des Naturraums Geest nur für Niedersachsen.

Gewässerunterhaltung – Strukturarmut

Der oben dargestellte Aspekt Gewässerstruktur wird auch durch die Gewässerunterhaltung, die in den Marschengewässern z.T. regelmäßig oder z.T. auch in unregelmäßigen Abständen durchgeführt wird deutlich beeinflusst. I.d.R. erfolgt eine Unterhaltung in Folge starken Wachstums submerser Makrophyten. Informationen wie und wie häufig die einzelnen Gewässer in den EZG von Ems, Weser und Elbe unterhalten werden liegen nicht vor, so dass die Ermittlung eines Zusammenhangs zwischen Benthosbesiedlung und Räumzeitpunkt im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht möglich ist. Bereits 1992 wurden Informationen zu den Auswirkungen der Gewässerunterhaltung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften zusammengetragen (DVWK 1992). Als zentrale Ergebnisse wurden diesbezüglich Biomasseverluste von Pflanzen und Tieren, Selektionswirkungen, teilweise Zerstörung der Gewässersohle, Veränderung des Gewässerchemismus benannt. Vor diesem Hintergrund ist also von einer sehr deutlichen Beeinträchtigung insbesondere der bodenlebenden Wirbellosen (z.B. Muscheln) auszugehen. Die Entfernung submerser Makrophyten führt zu einem Austrag von Organismen aus dem Gewässer und zu einer Vereinfachung der Habitatstruktur, mit der Folge einer zumindest temporär auch vereinfachten Struktur der aquatischen Wirbelosengemeinschaft. Die Aufwirbelung von Sedimenten während der Unterhaltungsmaßnahmen kann zu einer verstärkten Wassertrübung und zu einer zeitweiligen Erhöhung der Sauerstoffzehrung führen.

Marschengewässer wurden aufgrund ihrer historischen Entwicklung (erheblich veränderte Marschengewässer) oder ihrer Entstehung (künstliche Marschengewässer) mit monotonem Regelprofil ausgebaut. Die Entwässerungsleistung, der Hochwasserschutz, z.T. auch die Bewässerung und die Schiffbarkeit waren dabei die wesentlichen Aspekte für die Gewässergestaltung. Die derzeit praktizierte Unterhaltung der Marschengewässer sorgt in erster Linie für den Erhalt der genannten Funktionen (BWS 2006). Aufgrund dieser Funktionen bleiben der Faktor „Unterhaltung“ und die resultierenden Auswirkungen auch in Zukunft obligatorisch. Wie im Pilotprojekt Marschengewässer dargestellt wurden *„...in der jüngeren Vergangenheit neue Unterhaltungsverfahren entwickelt und optimiert, welche die Kosteneffizienz, d.h. die Aufrechterhaltung dieser zentralen Nutzungsfunktionen unter möglichst geringem Einsatz finanzieller Mittel, gewährleisten. Die gesetzlich verankerte Pflicht zum Erhalt und zur Entwicklung der Gewässer als Lebensraum für Tiere und Pflanzen besteht in der jetzigen Form erst seit wenigen Jahren. Derzeit sind Verfahren, welche die Belange der Gewässerökologie berücksichtigen und keinen finanziellen Mehraufwand mit sich bringen, erst in ersten Ansätzen auf dem Markt. Verfahren, die in anderen Regionen erfolgreich praktiziert werden, müssen an die Besonderheiten der Marsch noch angepasst werden. Aus diesen Gründen ist die Bereitschaft der Unterhaltungspflichtigen gegenüber Veränderungen bei der Gewässerunterhaltung derzeit noch gering, so dass die meisten Marschengewässer strukturarme Gewässer mit hoher Entwässerungsleistung darstellen...“* (BWS 2006).

Starke Wasserstandsschwankungen

Marschengewässer fungieren als Vorfluter und sind nach diesen Erfordernissen großdimensioniert ausgebaut. Folgendes ist nach BWS (2006) in Bezug auf das Wasserstandsregime für Marschengewässer hier dargestellt: *„... in einigen Marschbereichen, wie z.B. an der Unterweser, bestehen z.B. durch Strombaumaßnahmen bedingt saisonal sehr unterschiedliche Wasserstände in den Gewässern. Während der Vegetationsperiode wird ein hoher Wasserstand gehalten, um die landwirtschaftlichen Flächen vor Austrocknung zu schützen und eine viehkehrende Wirkung zu erzeugen. Im Winterhalbjahr hat die Entwässerung Vorrang. Der Wasserstand wird oft so tief abgesenkt, wie es der Sielbetrieb ermöglicht. Im Alten Land an der Niederelbe werden den Obstbaubetrieben zur Zeit der Obstblüte und in trockenen Sommern große Wassermengen aus der Elbe zur Verfügung gestellt. Die Gewässer werden in dieser Zeit größtenteils rund 0,5 m höher als normal eingestaut. Zahlreiche Marschengewässer werden über Sielbauwerke in die übergeordneten Gewässer entwässert. Die Tore eines Sieles sind je nach Wasserstand geöffnet oder geschlossen. Somit kann Wasser aus dem Binnenland aufgestaut werden bzw. frei abfließen. Bei Flut schließen sich die außenseitig angeordneten Tore eines Sieles automatisch durch den Druck des auflaufenden Wassers und öffnen sich wieder bei steigendem Innendruck, wenn bei eintretender Ebbe der Außenwasserstand unter den Binnenwasserstand fällt. Die Tore werden in der Regel als Stemm- und Hubtore ausgeführt. Teilweise sind auch Siele mit Rückschlagsklappen versehen. Da der Wasserstand und das Gelände in vielen Marschbereichen so tief liegt, dass keine freie Vorflut besteht, sind an vielen Marschengewässern Schöpfwerke zur Entwässerung errichtet...“*. Das Ent- und Bewässerungsmanagement kann zu kurzfristigen und unterschiedlich starken Wasserstandsschwankungen führen.

Trübung

Die prioritären Ursachen der in den letzten Jahren/ Jahrzehnten verstärkt beobachteten Trübung in den meisten Gewässern sind z.T. noch unklar. Trübungen können (temporär) in Zusammenhang mit Phytoplanktonblüten als eine der möglichen Ursachen stehen. Förderlich für Algenblüten ist ein hohes Nährstoffangebot. Weiterhin ist an windexponierten Stellen und/oder bei hohen Fließgeschwindigkeiten eine Trübung durch aufgewirbelte Partikel, insbesondere Tonmineralien anzunehmen. Dies wurde u.a. als Ursache in bremsischen Marschengewässern angenommen, die aufgrund ihrer hohen anorganischen Trübung auch die An-

siedlung submerser Makrophyten einschränkt. So zeigte sich z.B. im Mühlenhauser Fleet (Bremen, Nieder- vieland) ein nur geringes Pflanzenwachstum, vermutlich aufgrund des durch die Trübung verursachten pes- simalen Lichtangebots für submerse Makrophyten (vgl. BIOCONSULT 2010). Nach BWS (2006) kann es regional auch durch Ausflockungen von im Grund- und Dränwasser zugeführten Huminstoffen oder gelös- tem Eisen (Verockerung, s.u.) zu einer gewissen Gewässertrübung kommen. Bei der Problematik der Ge- wässer-Trübe handelt es sich somit um eine komplexes Ursache- Wirkungs-System, das regional differen- ziert zu betrachten ist (BWS 2006). Abb. 6 zeigt am Beispiel Marschgewässerdaten aus dem EZG Ems und EZG „Küste“ die Spannweite des Trübungsgrades. Die Daten zeigen, dass im Zeitraum 2002 – 2005 nur wenige Gewässer ein geringe Trübung aufwiesen; der größte Teil der Werte verdeutlicht zeigt Trübungen unterschiedlichen Grades.

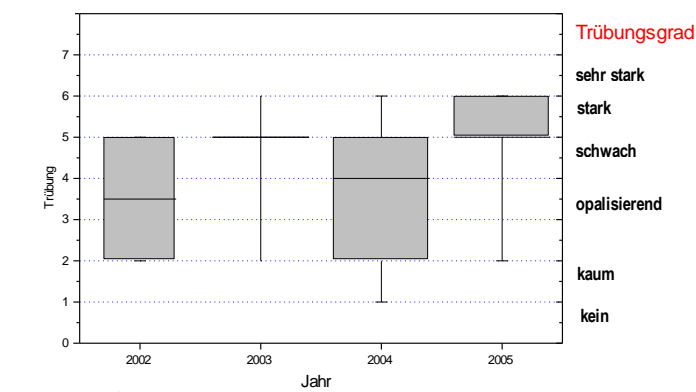


Abb. 6: Räumliche und zeitliche Varianz des Trübungsgrads in tidegeschossenen Marschgewässern im EZG der Tideems und der Wattenmeerküste. Anzahl Messwerte N = 168; Daten NLWKN Aurich

Physiko-chemische Faktoren

Die überwiegend sehr geringen Fließgeschwindigkeiten und der natürlicherweise hohe Nährstoffgehalt wirken sich im Zusammenspiel zumeist nachteilig auf die Gewässergüte aus.

Nach BWS (2006) haben Marschengewässer aufgrund der im Einzugsgebiet vorhandenen, geogen bedingt hohen Nährstoffgehalte der Marschböden eine hohe natürliche Grundlast an Nährstoffen. Zusätzlich werden die Nährstoffgehalte der Marschgewässer von verschiedenen diffusen und punktuellen Einträgen und Einleitungen beeinflusst. Bei Marschgewässern mit Einzugsgebietsanteilen in der Geest gelangt Stickstoff in gelöster Form über das Grundwasser in die Oberflächengewässer. In der Marsch sind aufgrund der gering waserdurchlässigen Marschböden, oberflächliche Abschwemmungen besonders bei Starkregenereignissen von hoher Bedeutung. Phosphor gelangt häufig an Partikel gebunden durch Erosion (im Geestbereich), durch Dränwasser sowie aus entwässerten Moorböden in die Gewässer. Dies Da z.B. die Leda-Jümme-Niederung von zahlreichen Hochmooren umgeben ist bzw. war, wurden nicht nur die neu gegrabenen Kanäle, sondern auch nahezu alle natürlichen Gewässer zur Ableitung des Niederschlagswassers bei der Trockenlegung der Moore genutzt. Die meist am Moorrand oder in feuchten Wäldern entspringenden Geestgewässer wurden bis in das Moor hinein verlängert und an das Entwässerungssystem angeschlossen. Diese über einen langen Zeitraum vorherrschende Vorflutsituation führte mit hoher Wahrscheinlichkeit in den innerhalb der Geest verlaufenden Abschnitten wie z.B. der Großen Süderbäke zu einer starken Prägung durch das Moorwasser. Durch die Huminstoff- und Säurefracht ist auch in den Geestbereichen eine Veränderung eingetreten, die zu einer Beeinträchtigung der ansässigen Wirbellosenfauna geführt hat.

Zudem haben unnatürlich hohe Abflussspitzen sowohl morphologische Anpassungen als auch konkrete Ausbaumaßnahmen nach sich gezogen. Auch kann die Wasserführung im Oberlauf durch starke Abflüsse im Winter und das Trockenfallen weiter Strecken während des Sommers gekennzeichnet. Ähnliche Wasserstandsverhältnisse können an einigen Gewässern des Leda-Jümme-Gebiets dokumentiert werden (Burlage-Langholter Tief, Holtlander Ehe u.a.).

Stickstoff ist insbesondere dort ein Problem, wo im oberflächennahen Grundwasser hohe Eisengehalte auftreten. Hier fördern hohe Stickstoffgehalte die Verockerung. Das Burlage-Langholter Tief, auch „Rote Riede“ genannt, wird z.B. im Mittellauf durch seitlich eindringende Eisenfrachten (Abb. 7) und regelmäßig sommerliche Sauerstoffminima beeinflusst.



Abb. 7: Verockerung am Burlage-Langholter Tief (04.04.2007), Foto: Linders, Ecoplan.

Phosphor stellt in den meisten Oberflächengewässern den limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum dar und trägt in der Regel maßgeblich zur Eutrophierung der Gewässer bei. Übermäßige Verkrautung und Veralgung, Beeinträchtigungen des Sauerstoffhaushaltes oder Remobilisierung von Nährstoffen und Metallen können eine Folge. Außerdem sind die Phosphoreinträge ein Faktor der teilweise zunehmenden Trübe von Marschengewässern (s.o., BWS 2006).

Abb. 8 und Abb. 9 verdeutlichen die zeitliche und räumliche Varianz verschiedener physiko-chemischer Parameter am Beispiel von 14 zufällig ausgewählten Gewässern aus dem Zuständigkeitsbereich des NLWKN Aurich für den Zeitraum 2002 – 2005. In Bezug auf die Nährstofffraktionen zeigt sich, dass die meisten Messwerte nicht im Sinne der NLWKN-Definition (NLWKN AURICH 1996) als auffällig (gelbe Linie) oder stark auffällig (orange Linie) klassifiziert wurden (Abb. 8). Etwa 18 % der hier berücksichtigten Messwerte überschreiten hinsichtlich des gelösten Phosphats die „Auffälligkeitsgrenze“ von 0,5 mg/l, beim Nitrat überschreiten lediglich <5 % der Messwerte auffällige Konzentrationen (5 mg/l).

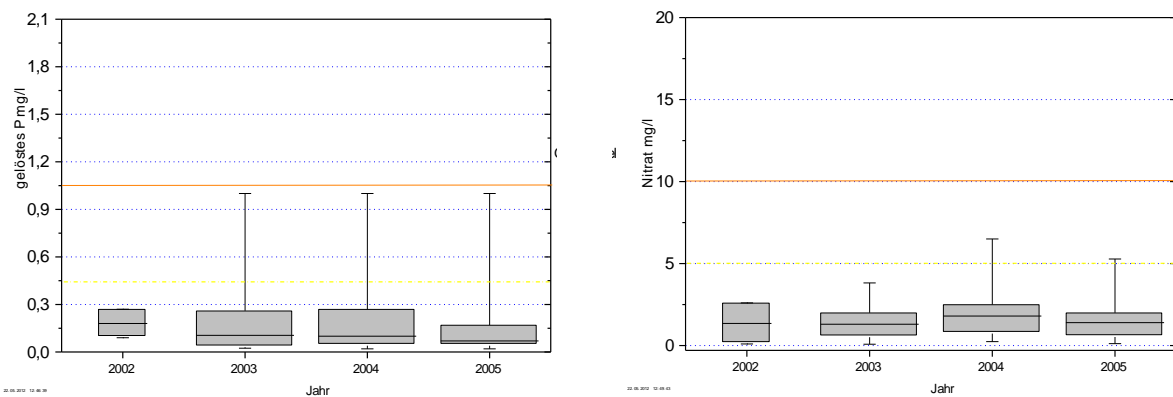


Abb. 8: Räumliche und zeitliche Varianz der Phosphat- und Nitratkonzentration (mg/l) in nicht tideoffenen Marschengewässern im EZG der Tideems und der Wattenmeerküste. Anzahl Messwerte N = 168; Daten NLWKN Aurich. Gelbe Linie: Grenze auffällige Werte, orange Linie: Grenze stark auffällig. Terminologie nach STAWA AURICH 1996.

Die ermittelten Sauerstoffsättigungen zeigen sowohl Untersättigungen als Übersättigungen an, die definierten Grenzen von 40% bzw. 160% werden jedoch auf der zugrundeliegenden Datenbasis kaum unter- bzw. überschritten. Anders als die anderen Stoffe scheint die Eisenkonzentrationen lokal ein bedeutsamerer Beeinträchtigungsfaktor der Gewässerqualität zu sein. Insbesondere in 2005 überschreitet die Gesamteisenkonzentration die Auffälligkeitsgrenze von 2,5 mg/l mit einer höheren Anzahl von Messwerten (Abb. 9, rechtes Bild).

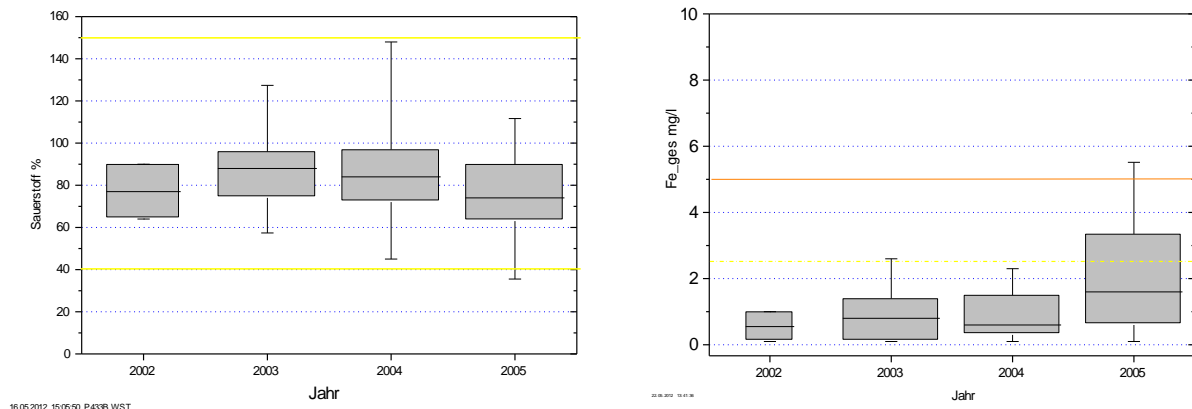


Abb. 9: Räumliche und zeitliche Varianz von Sauerstoffsättigung (%) und Gesamteisenkonzentration (mg/l) in nicht tideoffenen Marschengewässern im EZG der Tideems und der Wattenmeerküste. Anzahl Messwerte N = 168; Daten NLWKN Aurich. Gelbe Linie: Grenze auffällige Werte, orange Linie: Grenze stark auffällig. Terminologie nach STAWA AURICH 1996.

Salzeinfluss

Ein weiterer Faktor ist der Salzeinfluss in Teilen des Gewässersystems. In den tideoffenen Gewässerabschnitten resultiert dieser aus dem unmittelbaren tidebedingten Zufluss von salzhaltigem Wasser und der Ausprägung einer typischen Brackwasserzone. In die nicht tideoffenen Gewässer gelangt salzhaltiges Wasser dann, wenn in Trockenzeiten Brackwasser zugewässert wird. Weitere Ursachen der Versalzungserscheinungen

nungen sind das Einströmen von salzhaltigem Wasser vor dem Schließen der Sieltore, Undichtigkeiten der Sieltore und der Zustrom versalzten Grundwassers (SUHRHOFF & GUMPRECHT 1997).

Es ist unwahrscheinlich, dass sich unter den Bedingungen eines Schöpf- und Sielbetriebs ein Übergangsbe-
reich zwischen Süßwasser- und marinem Lebensraum ausbildet und sich eine typische Brackwasserzönose
etablieren kann. Die derzeit dokumentierte (temporäre) Präsenz von Brackwasserarten wie Gammariden,
Krabben oder Garnelen ist auf den Einstrom salzhaltigen Wassers zurückzuführen und sehr wahrscheinlich
auch auf solche Ereignisse beschränkt. Eine nachhaltige Etablierung einer Brackwassertypischen Zönose er-
scheint nur in Zusammenhang mit einer freien Tide bzw. der Ausbildung eines Salinitätsgradienten möglich.

Aufgrund des i.d.R. diskontinuierlichen Salzeinflusses (vgl. Abb. 10), ist dieser Aspekt daher als Belastungs-
faktor für eine ansonsten auch in küstennäheren Abschnitten vorhandene Süßwassergemeinschaft einzustuf-
en. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen auch Focke & Kiel (2008). So waren die von den Autoren unter-
suchten salzbeeinflussten Abschnitte geschöpfter Gewässer im Vergleich zu rein limnischen Bereichen so-
wohl durch eine wesentlich geringere Arten- als auch eine geringere Individuenzahl geprägt. Die Autoren
stufen diesen Befund als eine Störung des Systems ein.

Abb. 10 verdeutlicht beispielhaft die zeitliche Variabilität und die mögliche ausgeprägte Salinitätsamplitude
an Messstellen die temporär durch salzhaltiges Wasser beeinflusst werden. Die Daten verdeutlichen, dass
die Gewässer im Bereich der Messstellen sowohl rein limnische Bedingungen oder aber auch Brackwasser-
verhältnisse aufweisen. Solche Bedingungen können von kürzerer oder längerer Zeitdauer sein. Wiederkeh-
rende Muster sind nicht zu erkennen.

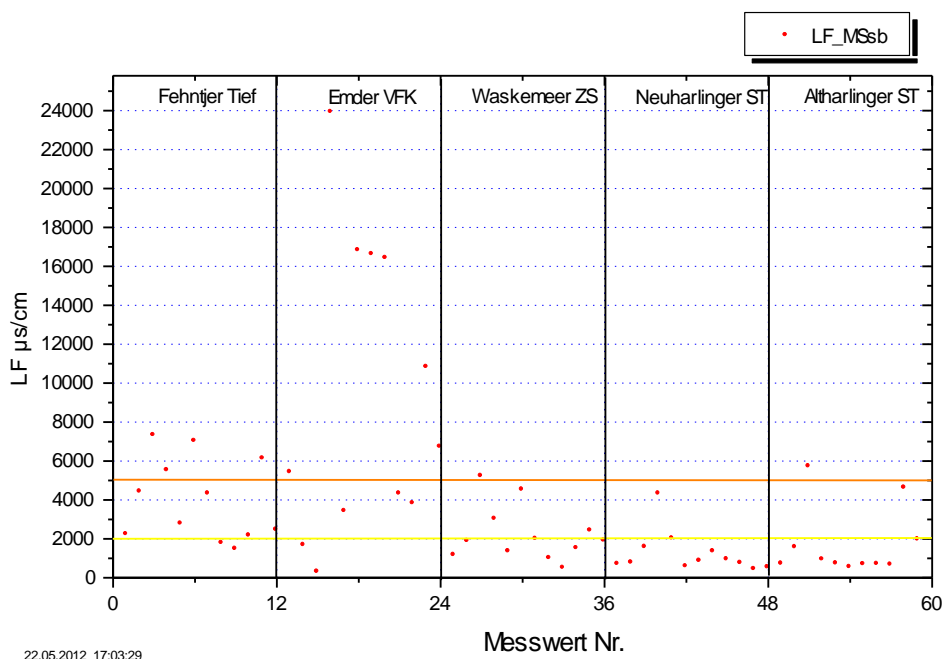


Abb. 10: Variabilität der Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) in nicht tideoffenen, salzbeeinflussten Marschengewässern am Beispiel von Daten aus 5 Gewässern im EZG der Tideems und der Wattenmeerküste. Anzahl Messwerte $N = 60$; Daten NLWKN Aurich (jeweils 3 Messwerte/Jahr) 2003 - 2005. Gelbe Linie: Grenze auffällige Werte, orange Linie: Grenze stark auffällig. Terminologie nach STAWA AURICH 1996.

5. Übersicht Benthosbesiedlung des Gewässertyps 22.1 (nicht tideoffene Marschengewässer)

5.1 Taxapool

Im Rahmen der Vorarbeiten, wurden zahlreiche Daten durch die NLWKN zur Verfügung gestellt. Die ergänzt wurden um weitere v.a. qualitative Informationen (Literatur). Auf dieser Grundlage ist eine Gesamttaxaliste (Taxapool) für die Marschengewässer erstellt worden, die Hinweise auf das potenzielle Besiedlungspotenzial der nicht tideoffenen Marschengewässer widerspiegelt. Diese Taxaliste basiert auf:

- auf den zur Verfügung stehenden rezenten Daten
- aus rezenten sowie älteren Untersuchungsergebnissen aus Gräben und Fleeten
- der von Bioconsult (2009) erarbeiteten Taxaliste für tideoffene
- z.T. auf Expertenwissen

Auf dieser Grundlage die den Zeitraum ca. 1950 – 2011 umfasst, sind ca. 830 Taxa (u.a. ohne Polychaeta), die sich aus 16 Großtaxagruppen rekrutieren, registriert; ca. 88% dieser Taxa wurden im Zeitraum von 1986 – 2011 in den Marschengewässern Niedersachsens, Bremens, Hamburgs und Schleswig-Holstein nachgewiesen worden (Tab. 5 und im Detail s. Liste im Anhang 1). Nur ein kleinerer Teil der Taxa ist dabei mehr oder weniger stetig dokumentiert. Der weitaus größere Teil wurde nur sowohl räumlich als auch zeitlich nur sporadisch erfasst.

Hinweis: Die Zahl der Taxa hat sich nach Oktober 2012 noch etwas erhöht (N = 8), da noch einige Daten aus Schleswig-Holstein im Dezember 2012 hinzugefügt wurden. Bei den ergänzten Taxa (nicht in Tabelle 5 berücksichtigt) handelte es sich v.a. um fließgewässertypische Species (relevant für den Subtyp „Geest“, s. weiter unten).

Tab. 5: Vorläufige Übersicht über Anzahl der Großgruppen und Taxa des ‚Taxapools nicht tideoffener Marschengewässer‘ differenziert nach Datenquellen (Stand Oktober 2012). Grundlage der Auswertung siehe Kap. 3.

Bearbeiter	Aurich	Brake	Stade	Verden	HB	HH	S-H	Focke & Kiel	Gesamt	Taxapool
Anzahl Beprobungen	550	614	372	48	457	24	41	14	2120	-
Anzahl Taxa/Großtaxa	17	16	15	7	19	12	11	8	28	30
Bivalvia	13	10	7	4	8	0	0	0	13	13
Bryozoa	91	94	114	69	71	21	49	34	158	197
Coleoptera	12	11	7	4	7	6	5	7	15	41
Crustacea	67	55	81	29	39	96	30	14	161	167
Diptera	7	16	14	6	11	11	21	6	27	28
Ephemeroptera	44	46	35	25	37	21	22	31	59	62
Gastropoda	36	37	35	22	29	7	16	11	46	60
Heteroptera	20	14	14	10	14	8	14	9	26	26
Hirudinea	3	2	0	0	1	0	0	0	3	3
Hydrozoa	2	3	2	1	2	1	1	1	3	4
Megaloptera	19	25	19	15	22	9	13	16	42	44
Odonata	23	21	23	7	14	15	3	2	38	38
Oligochaeta	2	3	3	0	1	1	2	1	4	4
Plecoptera	42	48	26	16	36	32	32	29	93	97
Trichoptera	7	8	5	6	15	7	3	1	16	16
Tricladida	405	409	400	221	326	247	222	170	732	830
Gesamt										

Mit 197 bzw. 167 Taxa sind Coleoptera und Diptera (v.a. Chironomidae) die artenreichsten Großgruppen. Andere Insekten wie Trichoptera oder Heteroptera sind ebenfalls vergleichsweise artenreich vertreten. Alle Daten, die auf 2.120 Beprobungen basieren, sind in einer Datentabelle zusammengeführt worden (Anhang bzw. Anlage). Es sei hier angemerkt, dass die Taxaliste dabei nicht die Anzahl tatsächlicher Arten widerspiegelt, sondern auch Angaben höhere taxonomischer Ebenen (z.B. Familien- oder Gattungsebene) einschließt, so dass die Anzahl der Arten sowohl höher (nicht alle Gruppen sind bis zur Art angesprochen) oder etwas niedriger sein könnte (Doppelzählungen im Fall Artenansprachen bei gleichzeitiger Präsenz der assoziierten höheren taxonomischen Ebenen).

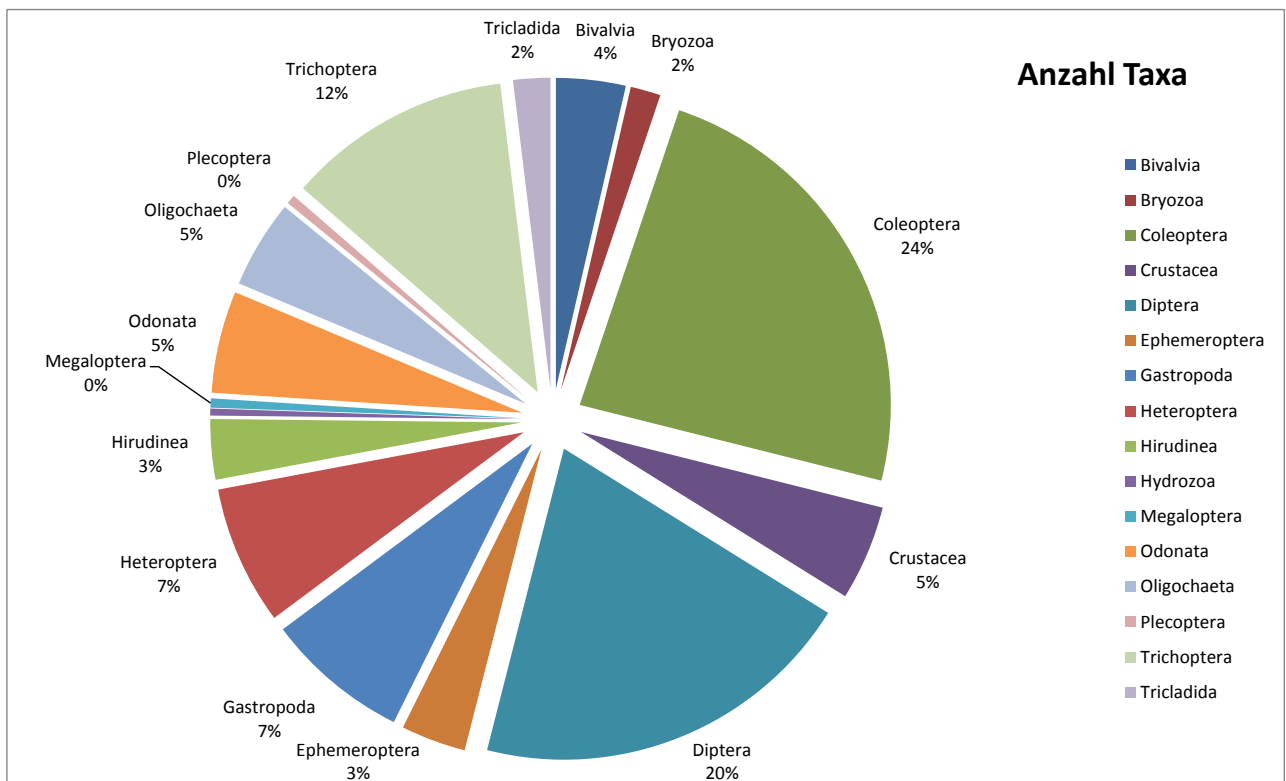


Abb. 11: Anteil Taxazahl (%) differenziert nach Großgruppen des Makrozoobenthos in nicht tideoffenen Marschengewässer (Stand Oktober 2012).

Der Datensatz umfasst noch eine Reihe von Arten, die für Marschengewässer eher untypisch sind, so dass es sich vermutlich auch um Fehlbestimmungen handeln könnte. Dies betrifft v.a. die Gruppe der Coleoptera und insbesondere *Hydroporus*-Arten (Tab. 6), für die Nachweise im norddeutschen Tiefland ansonsten nicht oder kaum vorliegen.

Des Weiteren sind auch verschiedene Neozoa dokumentiert (Tab. 7). Die verbreitetsten Neozoa sind *Gammarus tigrinus* und *Eriocheir sinensis*, örtlich wurden auch die Körbchenmuscheln (*Corbicula*) häufiger registriert.

Tab. 6: Marschenuntypische Arten (mögl. auch Fehlbestimmung), Datengrundlage s. Kap. 3.

marschenuntypisch, mögl. Fehlbestimmung	
<i>Bidessus unistriatus</i>	Coleoptera
<i>Cybister lateralimarginalis</i>	Coleoptera
<i>Dytiscus circumflexus</i>	Coleoptera
<i>Haliphus varius</i>	Coleoptera
<i>Hydroporus discretus</i>	Coleoptera
<i>Hydroporus gyllenhalii</i>	Coleoptera
<i>Hydroporus incognitus</i>	Coleoptera
<i>Hydroporus marginatus</i>	Coleoptera
<i>Hydroporus nigrita</i>	Coleoptera
<i>Hydroporus pubescens</i>	Coleoptera
<i>Hygrotus quinquelineatus</i>	Coleoptera
<i>Unio crassus</i>	Bivalvia
<i>Bithynella</i>	Gastropoda
<i>Bothromesostoma personatum</i>	Tricladida

Tab. 7: Neozoa in nicht tideoffenen Marschengewässern (Beispiele).

Neozoa	Gruppe
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	Crustacea
<i>Crangonyx</i>	Crustacea
<i>Eriocheir sinensis</i>	Crustacea
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Crustacea
<i>Hemimysis anomala</i>	Crustacea
<i>Hypania invalida</i>	Crustacea
<i>Orconectes limosus</i>	Crustacea
<i>Gammarus tigrinus</i>	Crustacea
<i>Corbicula fluminea</i>	Bivalvia
<i>Corbicula fluminalis</i>	Bivalvia

5.2 Besiedlungsmuster

Im Rahmen der faunistischen Analysen waren spezifische Teilfragestellungen von Bedeutung. Im Fokus stand hier die Frage nach möglicherweise deutlichen naturräumlichen Besiedlungsunterschieden, die vor dem Hintergrund der Bewertung eine weitere (Subtypisierung) der Marschengewässer und damit u.U. spezifische Bewertungsmaßstäbe erfordern müssten. Ein Teil dieses Aspektes wurde bereits in Kap. 4 auf der Ebene der von Einflussfaktoren kurz diskutiert. Die Hypothese, dass sich Einflussfaktoren auf die Ausprägung der Benthosgemeinschaft wie u.a.

- regional spezifische Besiedlungsstrukturen (EZG)
- Salinität
- ‚Geestnähe‘ (Strömungsregime, Sedimente etc.)

- strukturelle Ausstattung (Makrophyten, Strömungsregime)
- Unterhaltung

auf die Benthosgemeinschaft auswirken, wurde auf der Grundlage der vorliegenden Daten so weit möglich überprüft. Dabei wurden Datensätze z.T. auch zusammengefasst, um die Vergleichbarkeit der methodisch unterschiedlich generierten Daten zu verbessern.

Es wurde als sinnvoll erachtet, zunächst alle Daten in einen Gesamtdatensatz zusammenzuführen, um auf dieser Ebene ggf. Hinweise auf Besiedlungsunterschiede, nach Einzugsgebiet oder Naturraum zu ermitteln. Für ökologische Fragestellungen sind dabei Auswerteverfahren wie die hier angewendeten Ordinationsverfahren von Bedeutung, die im Freiland ermittelte Informationen strukturieren und damit Ergebnisse transparenter machen können (zur Methodik der Verfahren s. Kap. 2.3.3).

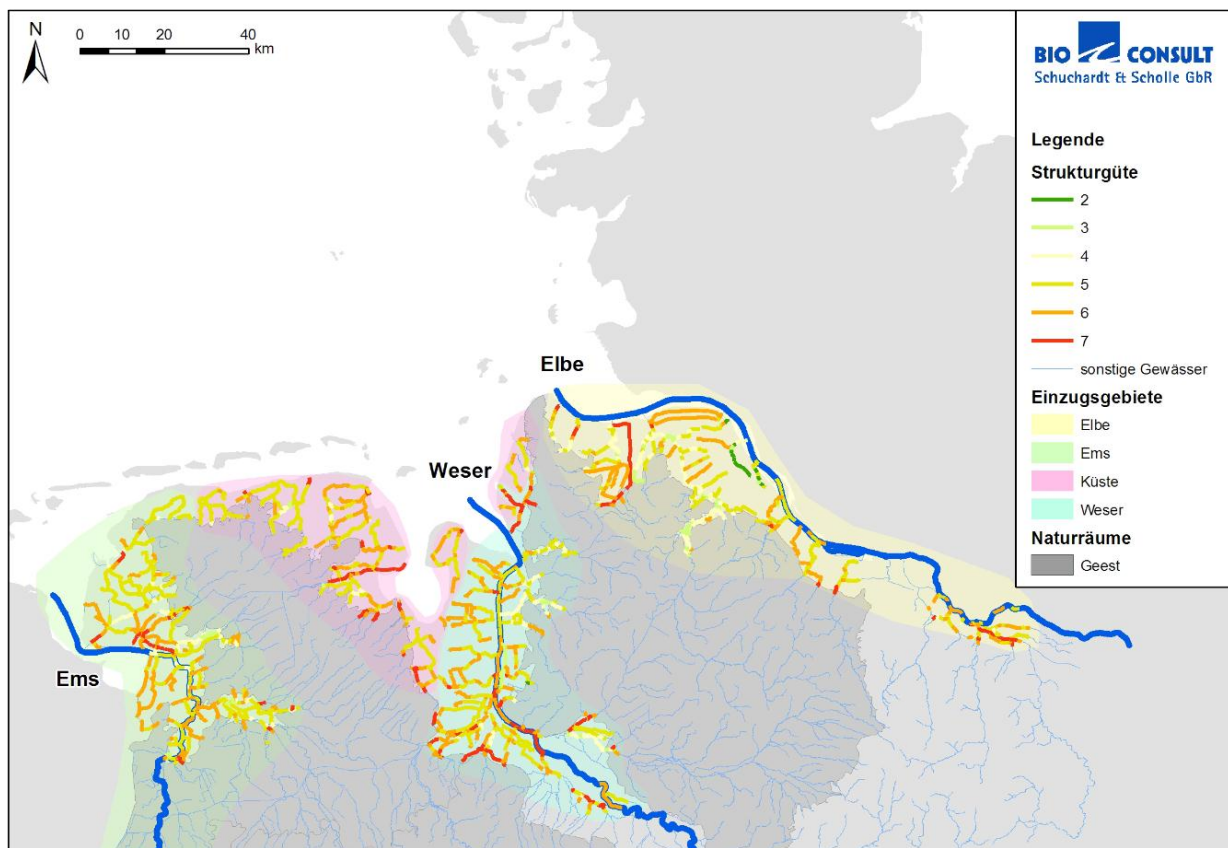


Abb. 12: Lage der nicht tideoffenen Marschengewässer und Abgrenzung der naturräumlichen Einheit „Geest“ in Niedersachsen (Quelle: von Drachenfels 2010). Abgrenzung des Naturraums Geest nur für Niedersachsen.

Die Benthosdaten wurden nach EZG (Ems, Weser, Elbe, Eider, Küste) sowie nach Naturraum (Geest, Marsch) differenziert (Abb. 12) und je nach Analyse unterschiedlich aggregiert, d.h. z.T. wurden die Messstellendaten zu Gruppen zusammengefasst, z.T. erfolgten die Analyse auch auf Messstellenebene. Die Naturraum-Differenzierung basiert auf der Abgrenzung naturräumlicher Einheiten in Niedersachsen (von Drachenfels 2010). Messstellen (MS), die sich nach dieser Abgrenzung im Geestbereich oder nahe an der

Geestgrenze befanden, wurden der naturräumlichen Einheit „Geest“ zugeordnet. Insgesamt sind MS aus 25 Gewässern als geestnah definiert. Die anderen MS wurden der Gruppe „Marsch“ zugeordnet. Für Schleswig-Holstein konnte eine analoge Zuordnung nicht durchgeführt werden, die Daten sind als „eigenständige“ Gruppe „SH“ gekennzeichnet.

5.2.1 Faktor Einzugsgebiete (EZG)

In der Analyse wurde zunächst auf die Einbeziehung der Abundanzen der Arten verzichtet. Die Darstellung basiert in diesem Fall auf „presence-absence“ Daten. Das MDS-Ordinationsdiagramm auf der Grundlage des gesamten Datensatzes, hier zusammengefasst nach EZG, zeigt im Hinblick auf die EZG keine deutliche Trennung. Je nach Naturraum (siehe auch unten) ordnen sich die verschiedenen EZG nah zueinander. Lediglich die Eider gruppiert sich mehr oder weniger abseits. Je näher sich Messstellen zueinander ordnen, je höher ist deren Ähnlichkeit hinsichtlich ihrer Artengemeinschaften. Die im Vergleich zu den übrigen EZG etwas größere Unterschiedlichkeit des Eider-EZG wird sehr wahrscheinlich durch den sowohl räumlich als zeitlich deutlich geringeren Datenumfang verursacht.

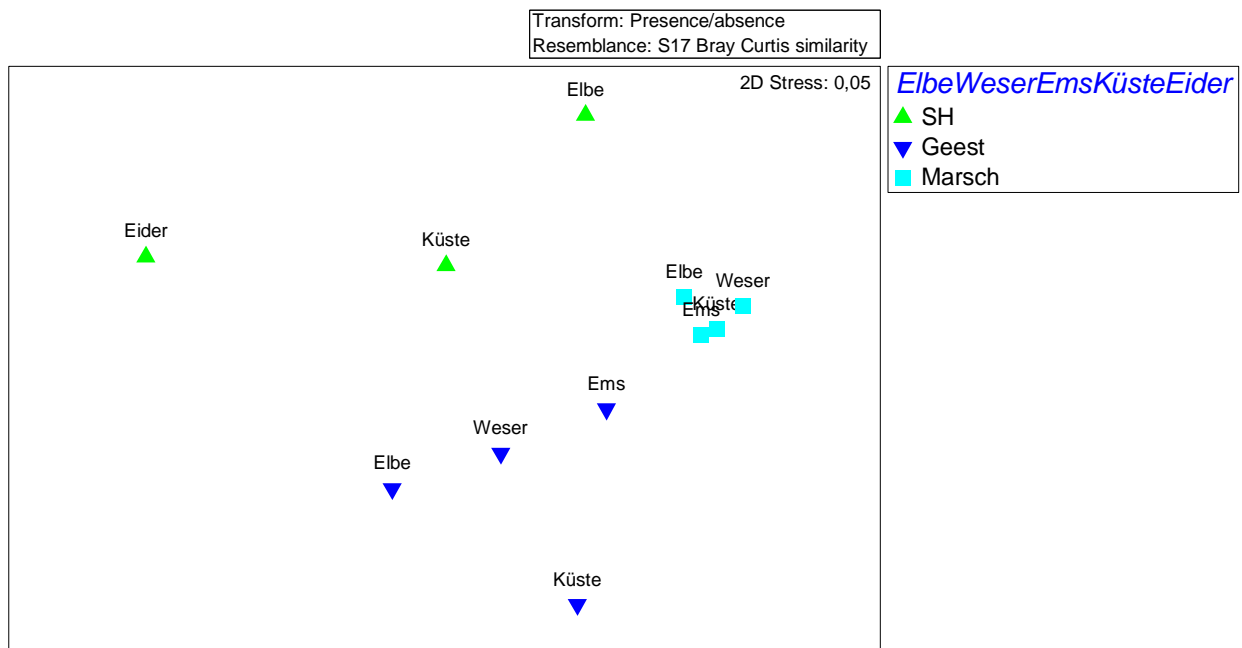


Abb. 13: MDS-Plot auf der Grundlage aller Taxa (presence – absence), Daten der Messstellen zusammengefasst nach EZG und Naturraum. Hier dargestellt nach EZG.

Die ANOSIM-Analyse verdeutlicht das Ergebnis. Die Unterschiede sind insgesamt gering ($R < 0,25$), mit Ausnahme der paarweisen Vergleiche unter Beteiligung der Eiderdaten ($R > 0,5$). Allerdings sind die feststellbaren Unterschiede insgesamt nicht signifikant, da die Signifikanzebene deutlich $> 5\%$ beträgt. Das Ergebnis ist allerdings nur begrenzt aussagekräftig, da die Anzahl der „Fälle“ je Einzugsgebiet gering ist. Auch das globale R ist mit $< 0,5$ sehr gering (Tab. 8). Insgesamt sind auf dieser Betrachtungsebene Unterschiede also nicht belastbar zu identifizieren.

Tab. 8: Ergebnisse der ANOSIM-Analyse für den Faktor EZG; Sample statistic (Global R): -0,085.

Pairwise Tests	R	Significance
Groups	Statistic	Level %
Eider, Elbe	1	25
Eider, Ems	1	33,3
Eider, Küste	0,556	25
Eider, Weser	1	33,3
Elbe, Ems	-0,083	70
Elbe, Küste	-0,259	80
Elbe, Weser	-0,167	60
Ems, Küste	-0,583	100
Ems, Weser	-0,25	66,7
Küste, Weser	-0,583	100

Tab. 9 gibt Hinweise auf die mittlere Unähnlichkeit der Gemeinschaften und enthält beispielhaft Angaben welche Arten zu den Unterschieden beigetragen haben. Mit jeweils >69% Unähnlichkeit unterscheiden sich die Eiderdaten von denen der übrigen EZG zwar relativ deutlich, allerdings sind die internen Ähnlichkeiten innerhalb der Gruppen (43 % – 63%) ebenfalls nicht sehr hoch. Dies macht die statistisch indifferenten Ergebnisse der ANOSIM-Analyse plausibel.

Tab. 9: Ergebnisse SIMPER-Analyse. Mittlere Unähnlichkeiten (Bray Curtis) zwischen den Benthosgemeinschaften der EZG auf der Basis aggregierter presence-absence-Daten. Beispiele von Arten, die besonders zu den Unterschieden beigetragen haben.

Gruppen	Average dissimilarity (%)	Arten
Groups Eider & Elbe	71,7	<i>Anacaena limbata</i> , <i>Ancylus fluviatilis</i> , <i>Atherix ibis</i> , <i>Athripsodes albifrons</i> , <i>A. aterrimus</i> , <i>Baetis fuscatus</i> , <i>B. rhodani</i>
Groups Eider & Ems	73,1	<i>Ablabesmyia monilis</i> , <i>Acroloxus lacustris</i> , <i>Agabus bipustulatus</i> , <i>Alboglossiphonia striata</i> , <i>Anodonta cygnea</i> , <i>Baetis fuscatus</i>
Groups Elbe & Ems	50,1	<i>Calopteryx splendens</i> , <i>Mystacides longicornis</i> , <i>M. nigra</i> , <i>Mytilopsis leucophaeta</i> , <i>Nemoura cinerea</i> , <i>Pisidium casertanum</i> , <i>P. nitidum</i>
Groups Eider & Küste	69,3	<i>Anodonta anatina</i> , <i>Atherix ibis</i> , <i>Athripsodes albifrons</i> , <i>Brachycentrus subnubilis</i> , <i>Heptagenia sulphurea</i> , <i>Hippeutis complanatus</i>
Groups Elbe & Küste	53,7	<i>Psammoryctides barbatus</i> , <i>Valvata cristata</i> , <i>Acilius sulcatus</i> , <i>Centroptilum luteolum</i>
Groups Ems & Küste	44,5	<i>Mystacides nigra</i> , <i>Mytilopsis leucophaeta</i> , <i>Sigara fossarum</i> , <i>Unio tumidus</i> , <i>Ablabesmyia monilis</i>
Groups Eider & Weser	70,8	<i>Acilius sulcatus</i> , <i>Acroloxus lacustris</i> , <i>Aeschna cyanea</i> , <i>Heptagenia sulphurea</i>
Groups Elbe & Weser	52,0	<i>Acilius sulcatus</i> , <i>Agraylea multipunctata</i> , <i>Baetis rhodani</i> , <i>Dugesia polychroa</i> , <i>Ephemera danica</i>
Groups Ems & Weser	42,8	<i>Acilius sulcatus</i> , <i>Agraylea multipunctata</i> , <i>Alboglossiphonia striata</i> , <i>Centroptilum luteolum</i> , <i>Ephemera danica</i>
Groups Küste & Weser	48,7	<i>Anabolia nervosa</i> , <i>Caenis horaria</i> , <i>Ephemera danica</i> , <i>Aeschna cyanea</i> , <i>Baetis rhodani</i>

5.2.2 Faktor Naturraum (Geest & Marsch)

In einem weiteren Schritt wurden die Daten nach „Naturraum“ gegliedert, um festzustellen ob auf dieser Betrachtungsebene Unterschiede zwischen den Gemeinschaften erkennbar sind. Analog zur Betrachtungsebene „EZG“ erfolgte die Analyse zunächst auf der Grundlage aggregierter presence-absence-Daten.

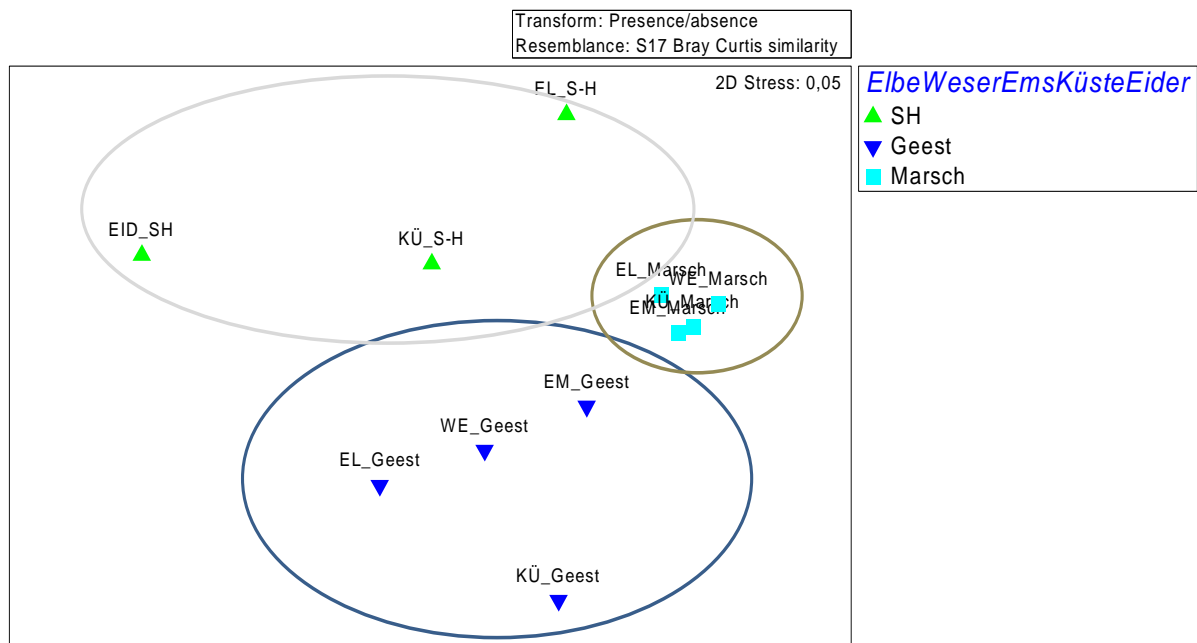


Abb. 14: MDS-Plot auf der Grundlage aller Taxa (presence – absence), Daten der Messstellen zusammengefasst nach EZG und Naturraum.

Das MDS-Ordinationsdiagramm auf der Grundlage des gesamten Datensatzes (gruppiert nach Naturraum und EZG) zeigt, eine erkennbare Anordnung von 3 Gruppen. Deutlich wird, dass sich unabhängig vom EZG die Datenreihen sich nach Naturraum mehr oder weniger deutlich zueinander gruppieren. Insbesondere die „Marschengruppe“ bildet auf dieser Aggregationsebene eine homogene Gruppe. Die schleswig-holsteinischen Daten (die z.T. auch geestnahe Abschnitte reflektieren) ordnen sich relativ abseits der beiden „Hauptgruppen“. In diesem Zusammenhang sei erneut auf den deutlich geringeren Datenumfang hingewiesen, der das Ergebnis mit hoher Wahrscheinlichkeit beeinflusst. Die Ergebnisse der ANOSIM-Analyse signalisieren eine überwiegend „gute Trennung mit gewissen Übereinstimmungen“ der Gruppen *SH vs. Geest*, *Marsch* ($R > 0.5$) und eine „gute Trennung“ ($R = 0.75$) der Besiedlung zwischen Geest- und Marschengewässer (Tab. 10).

Tab. 10: Ergebnisse der ANOSIM-Analyse für den Faktor „Naturraum“; Sample statistic (Global R): 0,675. Grundlage aggregierte presence-absence-Daten

Pairwise Tests	R	Significance
Groups	Statistic	Level %
SH, Geest	0,593	2,9
SH, Marsch	0,63	2,9
Geest, Marsch	0,74	2,9

Die interne Ähnlichkeit der Marschengruppe ist mit ca. 70% vergleichsweise hoch, mit ca. 54% ist die interne Ähnlichkeit der Geestgruppe geringer. Sehr heterogen ist die SH-Gruppe (38% Ähnlichkeit nach Simper-Analyse). Diese Daten deuten die hohe interne Besiedlungsheterogenität der differenzierten „Naturräume“ an.

Im Vergleich der Naturräume zeigt sich, dass die Unähnlichkeit zwischen *Geest vs. Marsch* (Unähnlichkeit 61% nach SIMPER-Analyse) allerdings nur mäßig höher ist als die interne Unähnlichkeit der Geestgruppe (46%). Insgesamt trägt eine hohe Anzahl von >200 Taxa zu >50% zu den Unterschieden bei. Dabei handelt es sich um Taxa, die jeweils entweder ausschließlich oder zumindest häufiger (Stetigkeit) nur in einem der differenzierten Messstellengruppen (aggregierte Daten) erfasst wurden.

An dieser Stelle sei jedoch darauf verwiesen:

- dass die dargestellten Ergebnisse auf aggregierten Datensätzen beruhen, dies reduziert eine ansonsten hohe gruppeninterne Variabilität auf der Ebene der einzelnen Messstellen deutlich
- dass viele Taxa insgesamt nur sporadisch festgestellt wurden (s. Kap. 5.1); daher ist ihre Bedeutung zur Detektierung von Unterschieden eingeschränkt. Dies gilt insbesondere auf der Ebene der hier zunächst verwendeten presence-absence-Betrachtung.

Abundanzen (Hauptfaktorenanalyse PCA)

Mittels einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) wurde in einem weiteren Schritt der Faktor Abundanz einbezogen. Dazu war erforderlich, die insgesamt sehr heterogenen Daten (Abundanzklassen, Ind./Fang, Ind./m²) anzupassen und generell als Ind./CPUE zu definieren. Häufigkeiten, die in Form von Abundanzklassen vorlagen wurden rücktransformiert. Als absolute Individuenzahl wurde dabei der Mittelwert der jeweiligen Schätzklasse definiert. Zu Definition der Abundanzklassen siehe Tab. 11.

Tab. 11: Richtwerte für die Abundanz der einzelnen Benthostaxa (nach Din 38410 – Biol. Index, aus Bohn et al. 2003)

Richtwerte für die Abundanz der einzelnen Taxa des Benthos

Abundanzklassen (Häufigkeitsstufen)	Abundanzziffer (4)	Makrobenthos Individuen/m ²
Einzelfund	1	1 bis 2
wenig	2	3 bis 10
wenig bis mittel	3	11 bis 30
mittel	4	31 bis 100
mittel bis viel	5	101 bis 300
viel	6	301 bis 1 000
Massenvorkommen	7	> 1 000

Wie oben bereits angemerkt, kann das Ergebnis der Datenanalyse durch Vorkommen zahlreicher sporadische nachgewiesener Taxa beeinflusst werden, aus diesem Grund wurde der Datensatz um Einzelnachweise reduziert. Darüber hinaus sind generell marschenuntypische, Neozoa, marine - und Brackwasserarten nicht berücksichtigt worden. Vor diesem Hintergrund wurden 274 Taxa in die Analyse einbezogen. Um den Einfluss der Heterogenität der Abundanzdaten zu verringern, erfolgte eine Datentransformation (LOG+1). Des Weiteren ist der Datensatz zusätzlich nach „Bearbeiter“ (Aurich, Brake etc.) differenziert worden. Untersuchungsjahre oder Messstellen wurden, mit Ausnahme von „Geest-Messstellen“ im Bearbeitungsgebiet Verden, nicht ausgeschlossen. Die Region Verden-Geest ist durch nur 2 MS repräsentiert und wurde daher nicht

berücksichtigt. Hier sei angemerkt, dass die jeweiligen Regionen generell durch eine z.T. deutlich unterschiedliche Anzahl an Messstellen repräsentiert sind. Dies ist ebenfalls ein Faktor, der die Unterschiede zwischen den Gruppen auf der Ebene aggregierter Daten (s.a. oben) beeinflussen kann.

Tab. 12: Anzahl Messstellen in nicht tideoffenen Marschengewässern, differenziert nach Naturraum und „Bearbeiter“ (Region)

Aurich Geest	Brake Geest	HB Geest	S-H Geest	Stade Geest	Verden Geest	
N = 19	N = 37	N = 44	N = 8	N = 8	N = 2	
Aurich Marsch	Brake Marsch	HB Marsch	S-H Marsch	Stade Marsch	Verden Marsch	HH
N = 531	N = 582	N = 431	N = 33	N = 365	N = 40	N = 24

Abb. 15 zeigt das Ergebnis einer auf dieser Grundlage durchgeführten Hauptkomponentenanalyse (PCA). Es lassen sich drei Gruppen mehr oder weniger deutlich voneinander abgrenzen, dabei ist auffällig, dass auf dieser Betrachtungsebene (anders als auf presence-absence-Ebene, alle Arten, s.o.) keine deutliche Differenzierung der naturräumlichen Regionen Geest und Marsch erkennbar ist. Die abgrenzbaren Gruppen umfassen sowohl Geest- als auch Marschenstandorte.

Ein wesentlicher strukturierender Faktor scheint hier die „Region“ (bzw. „Bearbeiter“) zu sein in der die Daten generiert wurden. So umfasst die Gruppe, die sich links der Achse 2 positioniert schleswig-holsteinische, hamburgische, bremische Geest-Regionen, die S-H-Marsch sowie etwas eingeschränkter auch die Stader-Geest.

Gruppe 2, unterhalb der 1. Hauptachse, umfasst Aurich und Brake (jeweils Marschen- und Geestdaten). Abseits positioniert sich „Verden-Marsch“. Als „indifferent“ sind „HB-Marsch“ und „Stade-Marsch“ einzustufen, die sich nahe des Ursprungs der Ordination anordnen. Dies verdeutlicht gewisse Ähnlichkeiten/Unterschiede zu den anderen Gruppen. Um zu verdeutlichen, ob und welche Taxagruppen jeweiligen Regionen zugeordnet werden können, wurden funktionelle Gruppen oder Großtaxagruppen farblich unterschieden (Abb. 15).

Es wird erkennbar, dass Gruppe 1 durch die Anzahl und Abundanz rheotypischer Taxa (eingestuft nach Illies 1978) sowie der Häufigkeit verschiedener Schnecken- und Muscheltaxa geprägt ist. Die Gewässer der anderen Regionen wiesen dagegen eine geringere Anzahl und/oder eine geringe Abundanz der Fließgewässertaxa auf.

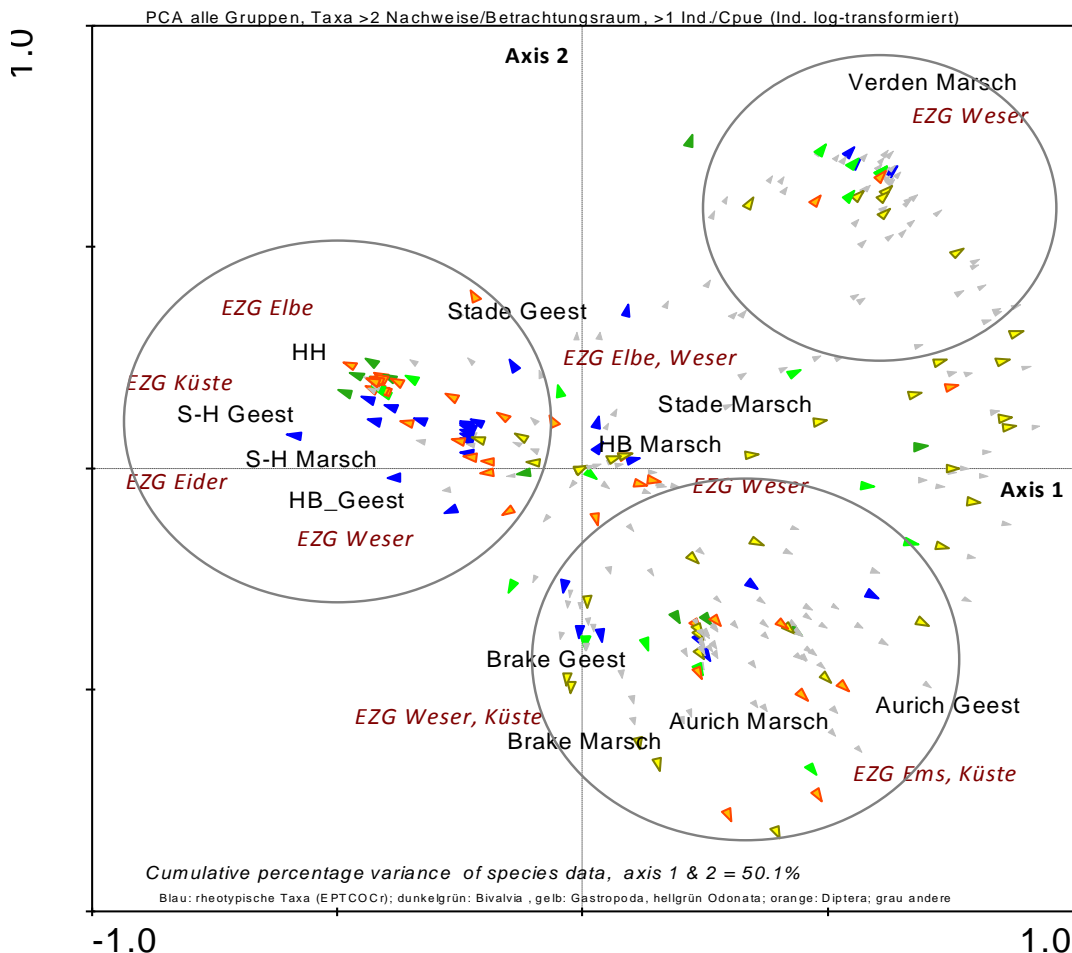


Abb. 15: Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage aller Benthosdaten (Taxa > 2 Nachweise im Betrachtungsraum und/oder im Mittel >1 Ind./Cpue) aus nicht tideoffenen Marschengewässern 1986 – 2011. PCA: Eigenvalues Achse 1 & 2 (kumuliert) = 0.187, Erklärungswert Varianz der Taxa: Achse 1 & 2 (kumuliert) = 50.1%. Blaue Pfeile: rheotypische Taxa (EPTCOCr); dunkelgrün: Bivalvia (hier v.a. *Pisidium*); gelb: Schnecken; hellgrün: Odonata; orange: Diptera; grau: andere.

Abb. 16 zeigt die oben angesprochene Verteilung für ausgewählte Taxagruppen. Auf dieser Ebene werden die detektierten räumlichen Unterschiede plausibel. Insbesondere die Regionen S-H-Geest/Marsch sowie HH und HB-Geest grenzen sich u.a. durch eine höhere Anzahl fließgewässertypischer Eintags- und Köcherfliegen ab. Hierzu gehören z.B. Arten wie *Heptagenia*, *Hydropsyche* oder *Baetis fuscatus*. Eine Reihe weiterer rheotypischer Arten (*Ephemera danica*, *Baetis vernus*, *B. rhodani*) positionieren sich nahe der Ursprungs der Ordination und signalisieren damit, dass sie keiner Region explizit zugeordnet werden können, d.h. sie sind im gesamten Betrachtungsraum verbreitet.

Auffällig ist auch eine Häufung von Arten der Muschel Gattung *Pisidium* in den o.g. Regionen. Ob dies auf naturräumliche Gegebenheiten oder auf eine unterschiedliche Tiefenschärfung im Rahmen der taxonomischen Bearbeitung basiert, ist hier nicht zu klären.

Es wird zudem deutlich, dass v.a. Schnecken qualitativ und/oder quantitativ vermehrt in den Regionen Verden, Aurich und Brake nachgewiesen wurden, wobei sich die meisten Taxa aber keiner Regionen speziell zuordnen. Dies wird durch die hohe Streuung der Schneckenarten über den 2. und 4. Quadranten der Ordination rechts der 2. Hauptachse verdeutlicht.

Libellen sind für alle Region verzeichnet, wobei aber auf der Artebene Unterschiede erkennbar sind. So werden der Region „Verden“ z.B. *Aeshna*, *Lestes sponsa*, *Libellula depressa* zugeordnet, während *Ishnura elegans* oder *Erythromma viridulum* sich zu den Regionen Brake und Aurich positionieren. Andere Coenagrionidae traten in den Regionen SH, HB, HH häufiger auf trugen damit zu den räumlichen Unterschieden bei (Abb. 16). Die ersten beiden Hauptachsen der PCA-Ordination erklären die Artenvarianz zu ca. 50,1 % noch recht gut.

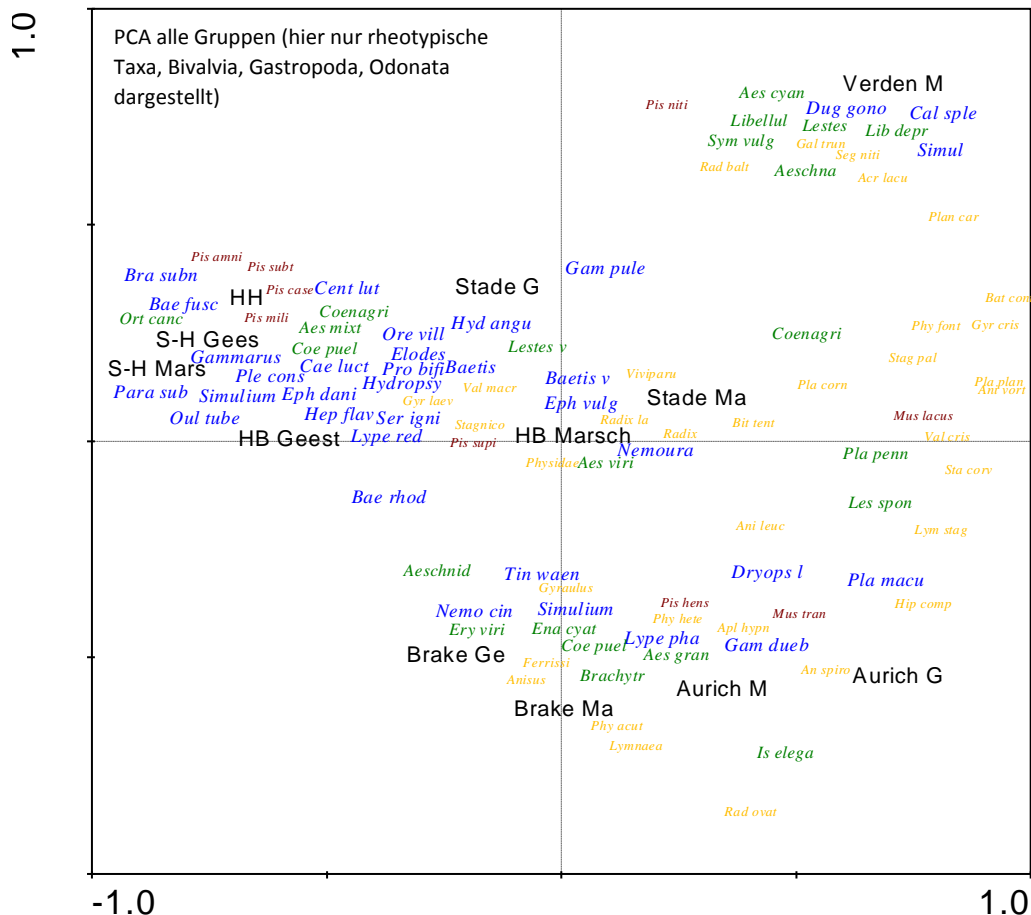


Abb. 16: Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage aller Bentosdaten (Taxa > 2 Nachweise im Betrachtungsraum und/oder im Mittel >1 Ind./Cpue) aus nicht tideoffenen Marschengewässern 1986 – 2011. PCA: Eigenvalues Achse 1 & 2 (kumuliert) = 0.187, Erklärungswert Varianz der Taxa: Achse 1 & 2 (kumuliert) = 50.1%. Hinweis: in der Ordination sind nur ausgewählte Taxagruppen dargestellt: Blau = rheotypische Taxa (EPTCOCr); dunkelgrün = Odonata; gelb = Schnecken, rot = Bivalvia

Verbreitung Fließgewässertaxa (Kanonische Korrespondenzanalyse- CCA)

Die Auswertungen ergaben Hinweise, dass die Fließgewässerarten zur Strukturierung des Datensatzes beigetragen, insofern als sie in bestimmten Regionen häufiger auftraten. Gleichzeitig ist aber auch die Hypothese, dass sie in solchen Gewässerabschnitten regelmäßig und in höherer Anzahl die Benthosgemeinschaft mitprägen, die im Bereich der Geest oder in unmittelbarer Geestnähe liegen und damit einen spezifischen Typ der nicht tideoffenen Marschengewässer signalisieren, auf der hier zugrunde liegenden Datenbasis nicht

uneingeschränkt belegbar. So zeigt das reine räumliche Nachweismuster der rheotypischen Arten ein diesbezüglich eher unsystematisches Bild (Abb. 17). Allerdings basiert die kartografische Darstellung auf qualitativen Daten, d.h. die Nachweisorte spiegeln nicht die Artenanzahl und/oder Abundanz wider.

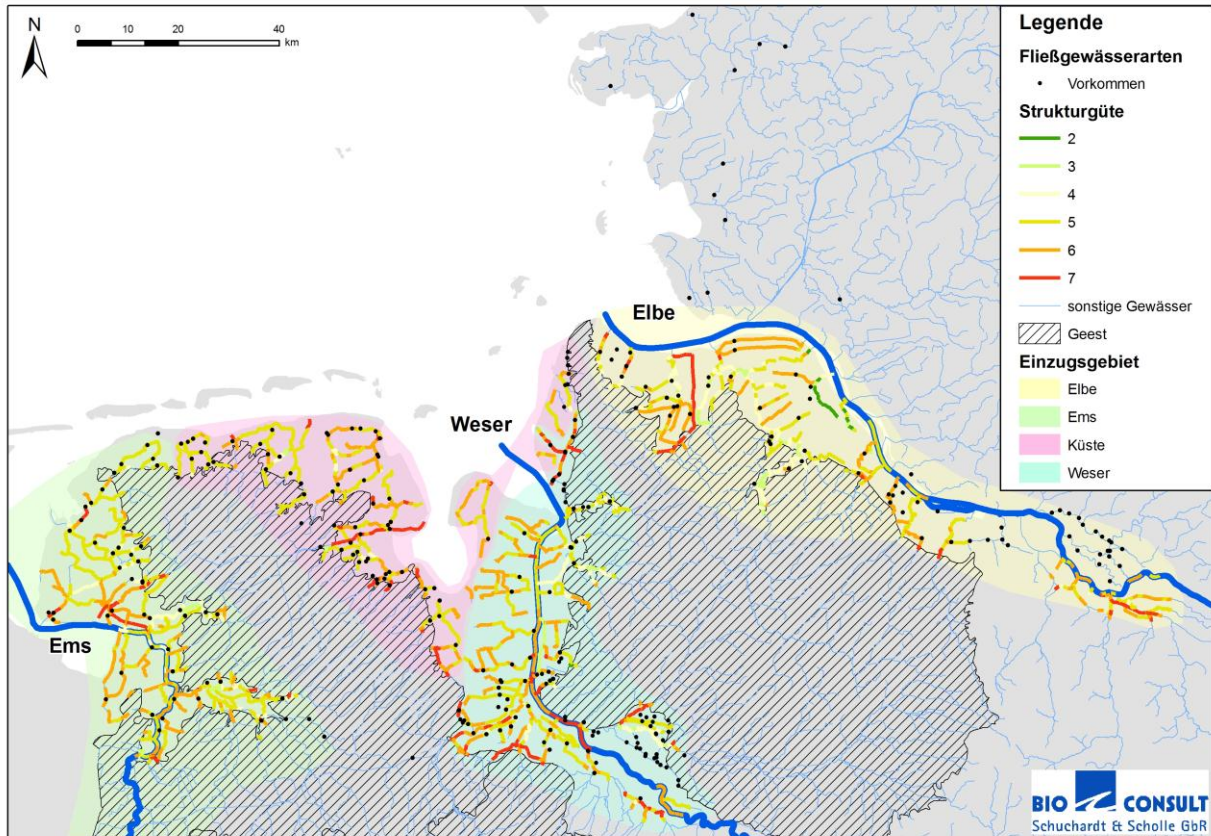


Abb. 17: Nachweise fließgewässertypischer Taxa in nicht tideoffenen Marschengewässern des Typs 22.1. Abgrenzung des Naturraums Geest nur für Niedersachsen.

Aus diesem Grund wurde ein weiterer Teildatensatz generiert, der ausschließlich auf den in Abb. 17 dargestellten Messstellen beruht, für die Nachweise rheotypischer Arten dokumentiert sind.

Im Zeitraum 1986 – 2011 sind 38 Fließgewässertaxa (ohne Crustacea, Coleoptera, Odonata; Tab. 13) in 71 nicht tideoffenen Marschengewässern erfasst worden. Insgesamt umfasst der Datensatz 106 Einzelergebnisse, da MS z.T. mehrfach beprobt wurden. Ziel war der Analyse dieses Teildatensatzes war es, mögliche Besiedlungsmuster (qualitativ & quantitativ) fließgewässertypischer Arten differenzierter herauszuarbeiten. Solche Hinweise sind auch deshalb hilfreich, da sie zur Beantwortung der Frage beitragen können, ob fließgewässertypische Arten zu den stetigen Faunenelementen der Marschengewässer (oder in bestimmten Subtypus der Marschengewässer, s. u. Kap. 6) zu zählen sind und sie deshalb als Indikatoren für das gute Potenzial berücksichtigt werden müssen.

Die Analyse vor diesem Hintergrund durchgeführte Betrachtung erfolgte mittels einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA), die die faunistischen Daten mit den hier zur Verfügung stehenden „Umweltvariablen“ verschneidet.

Tab. 13: Berücksichtigte Fließgewässertaxa (nur Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Megaloptera, Tricladida)

Großtaxa	Taxon	Großtaxa	Taxon
Ephemeroptera	Brachycercus harrisella	Trichoptera	Adicella reducta
Ephemeroptera	Caenis pseudorivulorum	Trichoptera	Brachycentrus subnubilus
Ephemeroptera	Caenis rivulorum	Trichoptera	Halesus radiatus
Ephemeroptera	Ephemera danica	Trichoptera	Hydropsyche
Ephemeroptera	Ephemera vulgata	Trichoptera	Hydropsyche angustipennis
Ephemeroptera	Heptagenia	Trichoptera	Hydropsyche pellucidula
Ephemeroptera	Heptagenia flava	Trichoptera	Hydropsyche siltalai
Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea	Trichoptera	Hydropsychidae
Ephemeroptera	Kageronia fuscogrisea	Trichoptera	Hydroptila martini
Ephemeroptera	Paraleptophlebia cincta	Trichoptera	Lepidostoma hirtum
Ephemeroptera	Paraleptophlebia submarginata	Trichoptera	Lype phaeopa
Ephemeroptera	Serratella ignita	Trichoptera	Lype reducta
Megaloptera	Sialis fuliginosa	Trichoptera	Neureclipsis bimaculata
Megaloptera	Sialis nigripes	Trichoptera	Notidobia ciliaris
Plecoptera	Isoperla grammica	Trichoptera	Plectrocnemia conspersa
Plecoptera	Nemoura	Trichoptera	Plectrocnemia geniculata
Plecoptera	Nemoura cinerea	Trichoptera	Sericostoma
Plecoptera	Nemurella pictetii	Trichoptera	Silo nigricornis
		Trichoptera	Tinodes pallidulus
		Tricladida	Dugesia gonocephala

Folgende Variablen wurden differenziert:

- EZG (*Ems, Weser, Elbe, Eider*)
- Regionen („Bearbeiter“): *Aurich (inkl. OL, Focke & Kiel 2008), Brake, Bremen, Hamburg, Stade, Verden, Schleswig-Holstein*
- Naturraum: *Geest (nähe), Marsch*
- Dekade: *1980+, 1990+, 2000+*

Daten zu weiteren potenziell wichtigen Variablen wie z.B. Strömung, Makrophytenbesiedlung etc. standen nicht zur Verfügung. Abb. 18 zeigt das Ergebnis einer auf dieser Grundlage durchgeführten Korrespondenzanalyse (CCA).

Es lassen sich 3 Gruppen, die Gewässer unterschiedlicher Einzugsgebiete/Regionen umfassen, mehr oder weniger deutlich voneinander abgrenzen:

- Gruppe 1 rechts der 2. Hauptachse und oberhalb 1. Achse wird durch eine Reihe von fließgewässertypischen Arten (v.a. *Hydropsyche*, *Lype*, *Nemoura cinerea*) charakterisiert. Zu dieser Gruppe ordnen sich Gewässer (u.a. Dove Elbe, Untere Bille, 2008 Tief, Aue aus den EZG Ems und Weser aus verschiedenen Regionen (Aurich, Brake, HB, HH) zu.
- Gruppe 2 (mit Überschneidungen zu Gruppe 1) wird durch nur wenige fließgewässertypische Taxa (*Caenis*, *Ephemera*, *Nemoura*) geprägt, die in den zugehörigen Gewässern (u.a. Basbecker Schleusenfleth, Hackemühlener Bach, Mehe, Alte Weser) ihren Vorkommensschwerpunkt aufweisen. Es ordnen v.a. Gewässer aus dem Elbe- und Weser-EZG dieser Gruppe zu.
- Gruppe 3 (links unterhalb der 1. Hauptachse) wird durch die höchste Anzahl an fließgewässertypischen Arten bestimmt. Hierzu zählen eine Reihe von Trichoptera und Ephemeroptera sowie auch Plecoptera. Die Gruppe umfasst v.a. Gewässer aus Schleswig-Holstein (Soholmer Aue, Arlau, Tree-ne) aber auch Gewässer aus dem Weser-EZG (Delme, Schönebecker Aue).

Aufgrund der insgesamt hohen Variabilität der Daten wird die Arten-Umweltvariablen-Beziehung durch die ersten beiden Hauptachsen der CCA mit nur 37,7% allerdings weniger gut erklärt. Der Monte Carlo-

Test weist für die Variablen „SH (geestnah) und „Stade“ eine signifikante Bedeutung aus (Monte Carlo Test $p = 0.002$). Alle übrigen in die Analyse eingezogenen Variablen haben eine untergeordnete Bedeutung. Hierzu gehören auch die „EZG“ und „Naturraum“.

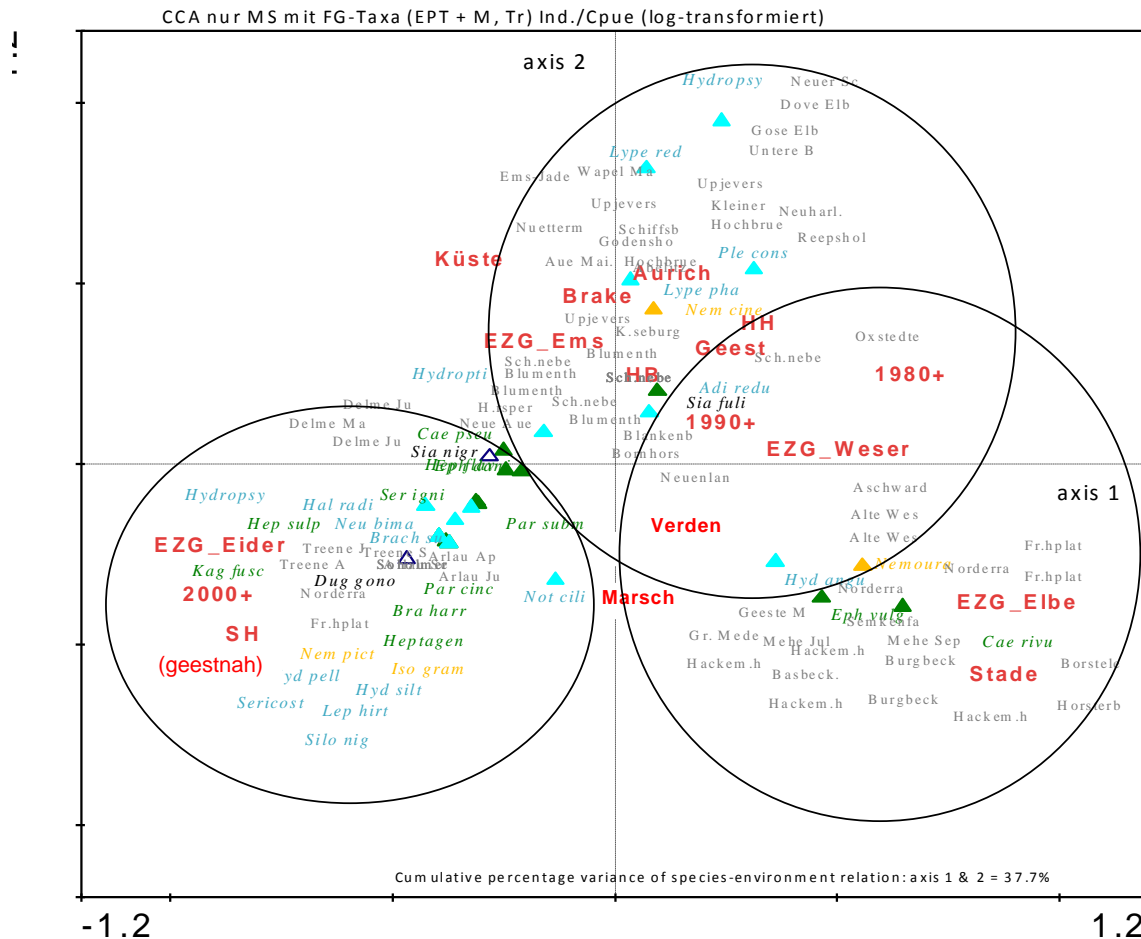


Abb. 18: Ordinationsdiagramm der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA). Datengrundlage Fließgewässerarten: (EPT-Fauna, Megaloptera, Tricladida). Nur Taxa berücksichtigt mit >1 Ind./Cpue im Mittel (Abundanzen log+1 transformiert). Türkis: Trichoptera, grün: Ephemeroptera, orange: Steinfliegen.

Abb. 19 veranschaulicht das Ergebnis noch einmal auf der Grundlage einer DCCA (Detrended CCA), wobei nur die Gewässer dargestellt sind, ein möglicher Gradient wird nur auf die 1. Hauptachse projiziert.

Farblich hervorgehoben sind solche Gewässer, die am deutlichsten durch Fließgewässerarten geprägt sind. Die 1. Hauptachse erklärt die Arten-Umweltbeziehung mit ca. 42 % recht gut (Eigenvalue 1. Hauptachse 0.168). Hier wird noch einmal deutlicher erkennbar, dass insbesondere die SH-Gewässer (Arlau, Sohlmer Aue, Treene) sich aufgrund ihrer Fließgewässerkomponente ähneln. Das dieser Befund aber nicht zwangsläufig SH-spezifisch ist, zeigt auch geestnahe Gewässer aus Niedersachsen (z.B. Hackemühlener Bach) und Bremen (Schönebecker Aue), die ebenfalls mehrere Fließgewässertaxa aufwiesen (Abb. 19, blau)

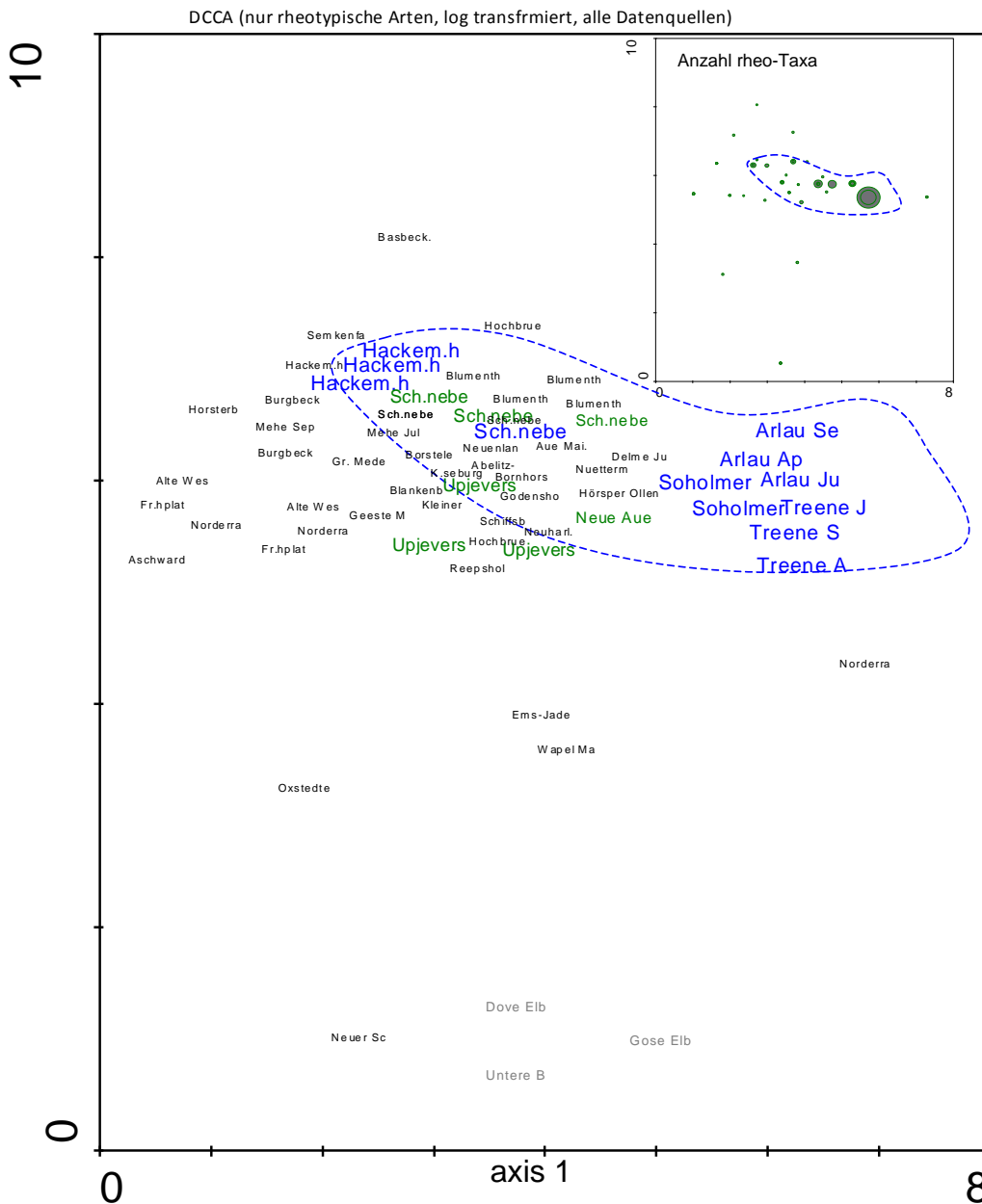


Abb. 19: Ordinationsdiagramm der „Detrended“ Kanonischen Korrespondenzanalyse (DCCA). Datengrundlage Fließgewässerarten: (EPT-Fauna, Megaloptera, Tricladida). Nu Taxa berücksichtigt mit >1 Ind./Cpue im Mittel (Abundanzen log+1 transformiert). Monte Carlo Test :1 Achse $p < 0.002$. Blau Gewässer ≥ 3 rheotypische Arten, grün >1 rheotypische Art. Kleines Bild oben rechts: Häufigkeit (Taxazahl) der rheotypischen Arten.

Abb. 20 verdeutlicht auf Grundlage verschiedener faunistischer Parameter beispielhaft die räumlichen und/oder zeitlichen Unterschiede verantwortlichen faunistischen „Kennwerte“. Hierzu zählen v.a. Gesamtabundanz und Gesamttaxazahl der fließgewässertypischen Taxa (Bilder oben), Ephemeroptera- und Trichoptera-Abundanz (Bilder: links Mitte, links unten).

Alle Parameter weisen ihr Maximum in den der 3. Gruppe (SH, geestnah) zugeordneter Gewässer (zu den Gruppeneinteilungen s. S. 50) auf. Plecoptera wurden dagegen taxaspezifisch unterschiedlich sowohl in Gewässern der Gruppe 2 (EZG Elbe-Stade) als in den Gewässern der „Gruppe 1“ (im Vergleich vermehrt

nachgewiesen (Bild: Mitte links). In Bezug auf diese Artengruppe hat die „Gruppe 3“ keine besondere Stellung.

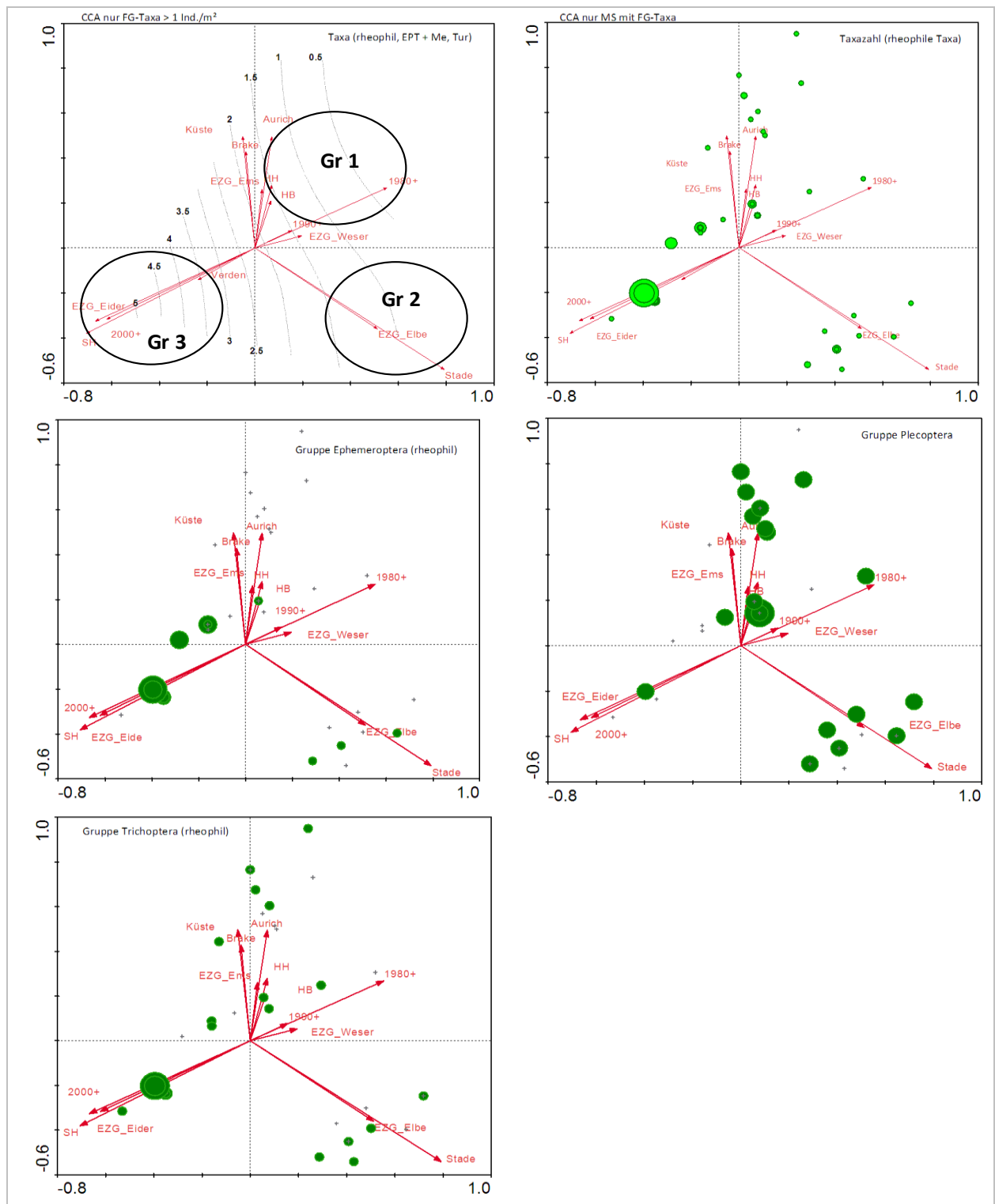


Abb. 20: Teilergebnisse der CCA (FG-Taxa, s.o.). Bild oben links: Abundanzgradient der FG-Taxa; Bild oben rechts: Verteilungsmuster Anzahl FG-Taxa, Bild Mitte links, rechts: Verteilungsmuster Abundanzen Ephemeroptera, Plecoptera; Bild unten: Verteilungsmuster Abundanzen Trichoptera. + = kein Nachweis. Gr 1 – 3 = Gruppen nach CCA, S. 50.

Anhang 3 zeigt eine Übersicht über die in Marschengewässern in Niedersachsen, Bremen, Hamburg (Nachweishäufigkeit, Abundanz) und Schleswig-Holstein (nur qualitativ, z.T. auch Messstellen aus der „marschnahen“ Geest) nachgewiesenen Fließgewässerarten.

5.2.3 Faktor Gewässergröße

Denkbar wäre ein Einfluss der Gewässergröße auf die Benthosgemeinschaft. Systematische Unterschiede könnten eine entsprechende Typisierung der Marschengewässer zu Folge haben. So differenzieren z.B. Witt & Haesloop (2001) im Hinblick auf die Größe der Marschengewässer zwischen „groß“ (Sieltief) mit einer Breite >7 m, Fleet (2 – 5 m) und kleineren Gräben (<2 m), wobei die Autoren für die größeren Sieltiefs im Vergleich eine geringere Artenvielfalt annehmen. Als Gründe benennen die Autoren u.a. eine weniger ausgeprägte submerse Vegetation, wenig differenzierte Uferzonen, höherer Fraßdruck durch Fische. Faktoren die in diesem Zusammenhang eine Rolle spielen könnten wären z.B. eine höhere Nutzungsintensität (Unterhaltungsfrequenz) der größeren Siele und/oder das die Entwicklung submerse Makrophyten aufgrund deren i.d.R. höheren Tiefe und einer stärkeren Trübung limitiert bzw. auf die Uferzone beschränkt ist. Focke & Kiel (2008) konnten dagegen im EZG Küste und EZG Ems die Gewässerdimension (Breite) nicht als einen wesentlichen strukturierenden Faktor der Makrozoobenthosbesiedlung ermitteln. Auch auf der Grundlage der hier ausgewerteten Wesermarschdaten von Claus et al. (1994), der auch kleinere Gräben und größere Marschengewässern umfasst, bleibt ein Zusammenhang zwischen Artenvielfalt und Gewässerdimension (Breite, Tiefe) eher indifferent ($R^2 < 0.1$; Abb. 21).

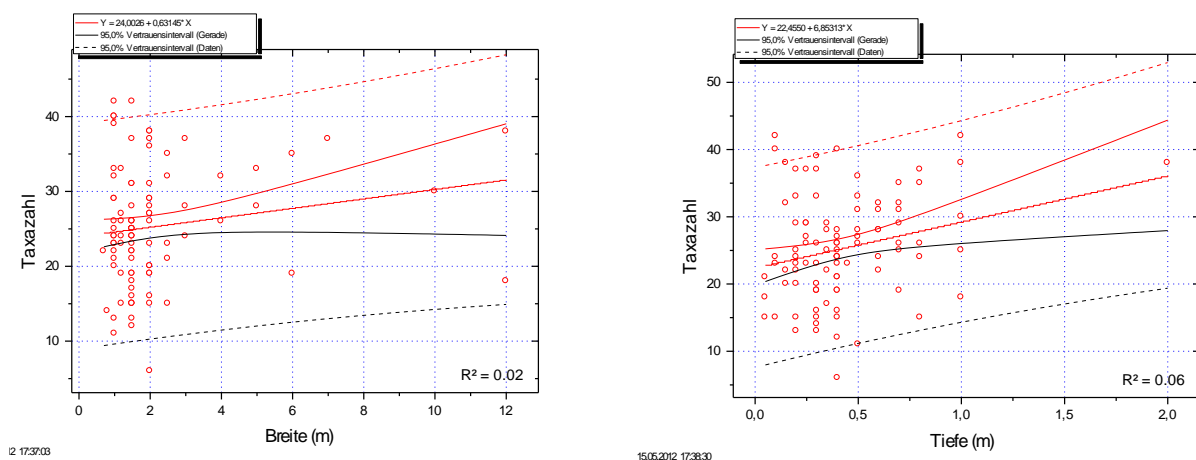


Abb. 21: Darstellung Zusammenhang zwischen Gewässergröße (Breite, Tiefe) und Makrozoobenthos-Taxazahl. Datengrundlage: Wesermarschuntersuchungen, Claus et al. (1994).

5.2.4 Faktor Strukturgüte

Aus Kapitel 4 wurde deutlich, dass ein hoher Anteil der Marschengewässer nach Strukturgütebewertungen ungünstig eingestuft ist. Dies gilt auch für die Klassifizierung des Gewässerbettes. Beide Faktoren haben eine Bedeutung für die Benthosbesiedlung. Vor diesem Hintergrund wurde überprüft, ob der Parameter Gesamttaxazahl mit der Strukturgüte- bzw. der Gewässerbettklassifizierung korreliert. Abb. 25 und Abb. 26

zeigen, dass auf dieser Betrachtungsebene ein zunächst erwartbarer Zusammenhang nicht augenscheinlich wird. Unabhängig von der Strukturklassifizierung ist die Schwankungsbreite der assoziierten Taxazahlen ähnlich ausgeprägt. So wird ist eine oder eine nur sehr schwache Abnahme der Taxazahl mit abnehmender Güteklasse zu erkennen ($R^2 < 0.1$). Möglicherweise ist die Überblickskartierung zur Strukturgüte zu wenig differenziert um einen Zusammenhang mit der Makrozoobenthos-Besiedlungsvielfalt zu reflektieren. Auf eine weitere vertiefte Betrachtung wurde daher verzichtet.

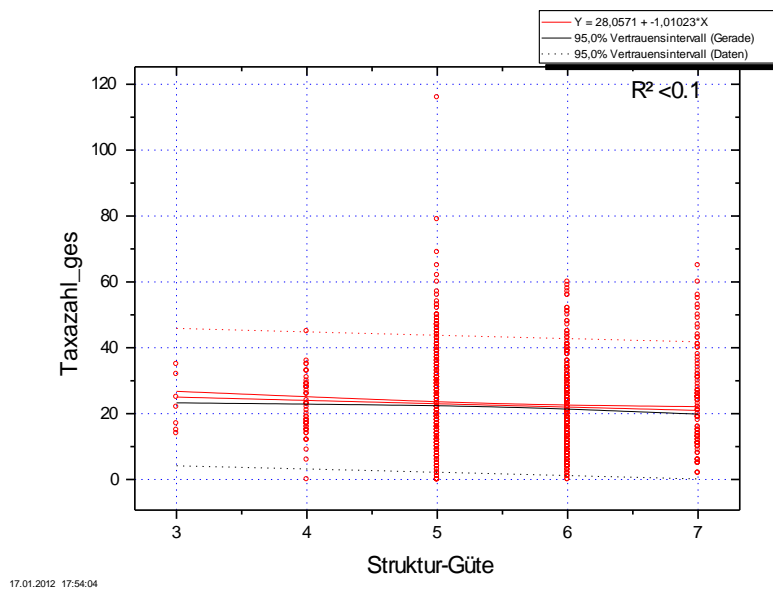


Abb. 22: Zusammenhang von Makrozoobenthoszahl (gesamt) und Strukturgüteklassifizierung in nicht tideoffenen Marschengewässern in Niedersachsen. Daten NLWKN Stade. Bezeichnung: 7 = vollständig verändert, 6 = sehr stark verändert, 5 = stark verändert, 4 = mäßig verändert, 3 = deutlich verändert, 2 = gering verändert.

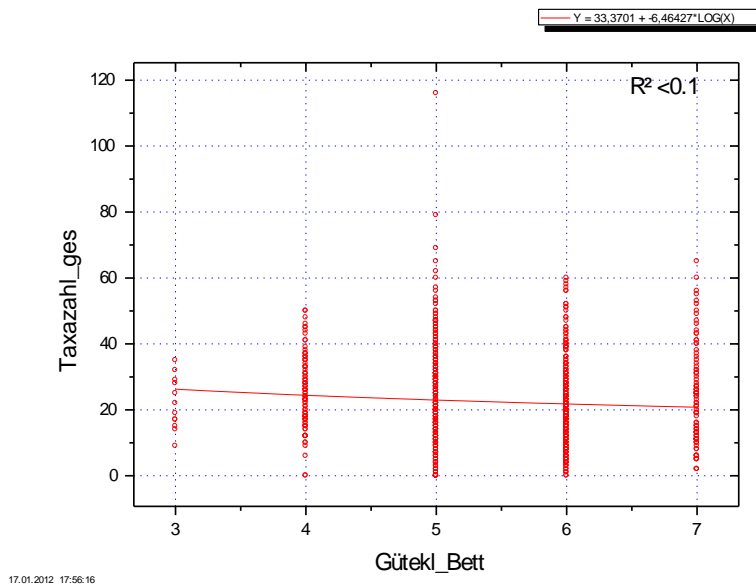


Abb. 23: Zusammenhang von Makrozoobenthostaxazahl (gesamt) und Strukturgüteklassifizierung der Gewässersohle in nicht tideoffenen Marschengewässern in Niedersachsen. Daten NLWKN Stade. Bezeichnung: 7 = vollständig verändert, 6 = sehr stark verändert, 5 = stark verändert, 4 = mäßig verändert, 3 = deutlich verändert, 2 = gering verändert.

5.2.5 Faktor Makrophyten

Ein WRRL-konformes makrophytenbasiertes Bewertungsverfahren (BEMA) wurde in jüngerer Vergangenheit von Brux et al. (2009) für Marschengewässer in Niedersachsen und Schleswig-Holstein vorlegt. Hinsichtlich der Makrophytenbesiedlung sind danach insgesamt 7 Subtypen der Marschengewässern (22.1) unterschieden:

- Subtyp 1 - schmale bis mittelbreite geestbeeinflusste Marschgewässer
- Subtyp 2 - breite geestbeeinflusste Marschgewässer
- Subtyp 3 - schmale bis mittelbreite Marschgewässer ohne Geesteinfluss
- Subtyp 4 - breite Marschgewässer ohne Geesteinfluss
- Subtyp 5 - Marschgewässer der Polder und Köge
- Subtyp 6 - Marschgewässer mit erhöhter Salinität
- Subtyp 7 - tidebeeinflusste Marschgewässer

Für diese sind jeweils eigene Referenzen für ein gutes/höchstes Potenzial im Sinne der WRRL definiert worden. Bewertungsergebnisse liegen für einige Gewässer dieses Typs in Niedersachsen vor. Abb. 24 zeigt einen diesbezüglichen Überblick. Es wird deutlich, dass die meisten bewerteten Gewässer im Hinblick auf die Qualitätskomponente Makrophyten ein mäßiges – schlechtes ökologisches Potenzial signalisieren. Für die meisten der Messstellen liegen aber noch keine Bewertungsergebnisse vor.

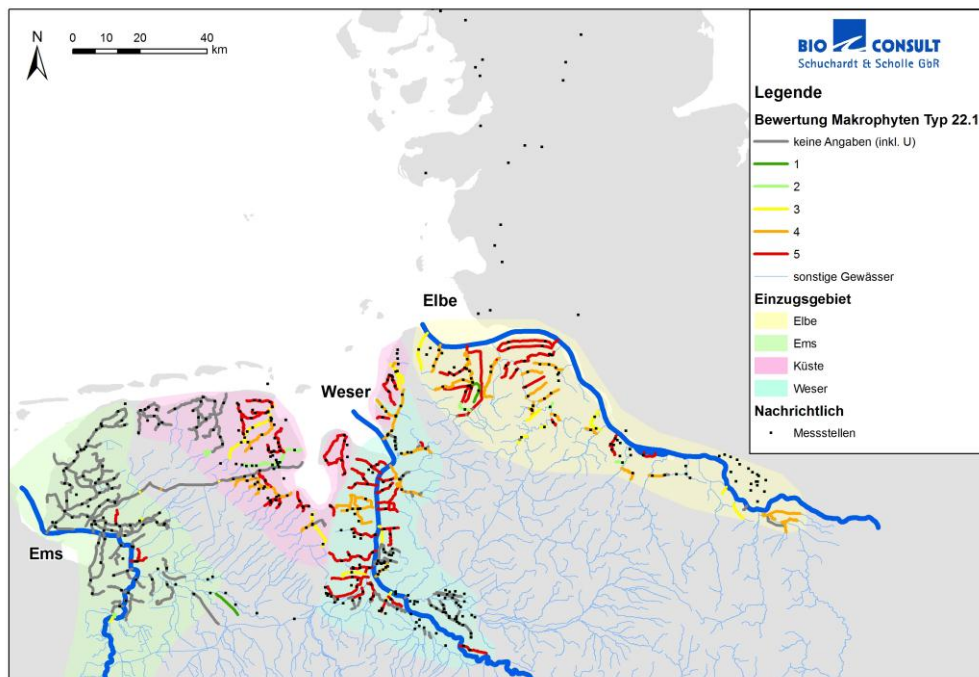
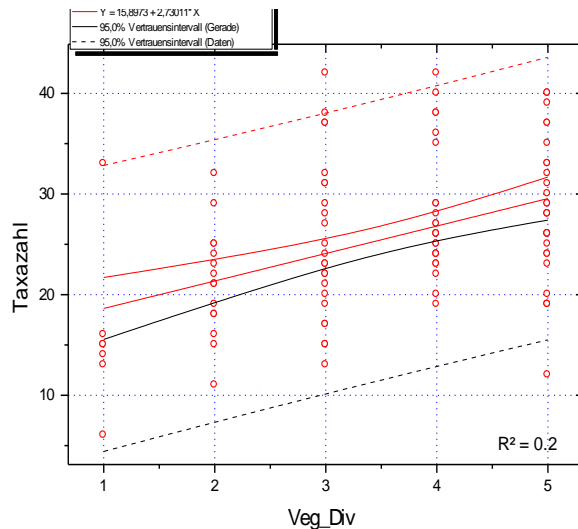


Abb. 24: Zustand/Potenzial nach WRRL von nicht tideoffenen Marschengewässern auf der Grundlage der Qualitätskomponente Makrophyten. 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht.

Makrophyten können die Ausprägung (Artenvielfalt, Besiedlungsdichte) einer Benthosgemeinschaft maßgeblich mit prägen, insofern würde es Sinn machen, ähnliche Subtypen auch im Hinblick auf die benthische Wirbellosengemeinschaft, so weit möglich und sinnvoll, zu unterscheiden (s. Kap. 6). So konnten z.B. Adena & Handke (2001), Claus et al. (1994), Handke et al. (1996) oder Rademacher (1991) die eigene Libellen-Besiedlung unterschiedlicher aus vegetationskundlicher Sicht differenzierter Marschengewässertypen belegen. Dabei korrelierte aber der „Wert“ der Gewässer unter vegetationskundlichen Qualitätskriterien nicht immer mit der Bedeutung der Gewässer für die Libellenfauna (Adena & Handke 2001). Zu einem ähnlichen Befund kamen auch Witt & Haesloop (2001) für die gesamte Benthosgemeinschaft. So ordnen letztere Autoren überblickshaft charakteristische Besiedlungsmerkmale (Artenzahl, Typ einer Benthosgemeinschaft) bestimmten Gewässertypen zu. Eine höhere taxonomische Vielfalt und Besiedlungsdichte wurde Gewässern mit submerser Vegetation (verschiedene Typen) zugeordnet, wobei die Benthosgemeinschaft unterschiedlich strukturiert sein kann. Geringe faunistische Besiedlungskennwerte wurden für Gewässer mit hoher Wasserlinsenentwicklung oder „Röhrichtgewässern“ angegeben. Auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde versucht Hinweise auf einen möglichen Zusammenhang zwischen submerser Vegetation und benthischen Besiedlungskennwerten zu ermitteln. Eingeschränkt war dies möglich auf der Grundlage von Teildatensätzen (Claus et al. 1994, Focke & Kiel 2008), die neben den faunistischen Daten auch gewisse Informationen zur Vegetation enthalten. Diese Vegetationsdaten wurden im Hinblick auf Dichte und „Typ“ grob kategorisiert und faunistischen Kennwerten gegenübergestellt. Da die Datensätze methodisch (Erfassungsmethodik, taxonomische Tiefenschärfe) unterschiedlich generiert wurden und damit nicht direkt vergleichbar sind, wurden die Daten jeweils getrennt voneinander ausgewertet. Abb. 25 und Abb. 26 zeigen die Ergebnisse in Bezug Taxazahl und Vegetationsparameter.



15.05.2012 17:32:27

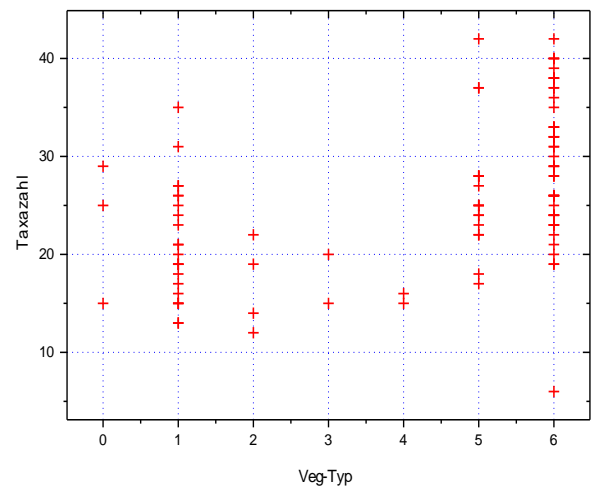


Abb. 25: Darstellung Zusammenhang zwischen Vielfalt und „Typ“ der submersen Vegetation (Veg.-Div., Verg.-Typ) und Makrozoobenthos-Taxazahl. Datengrundlage: Wesermarschuntersuchungen, Claus et al. (1994). Veg.-Div: 1 = niedrig – 5 sehr hoch. Veg.-Typ. 0 = keine Vegetation, 1 = Wasselinsen dominiert, 2 = Fadenalgen, 3 = Röhricht, 4 = Enteromorpha, 5 = Wasserpest dominiert, 6 = verschiedene Arten (Laichkräuter, Hornkraut etc..)

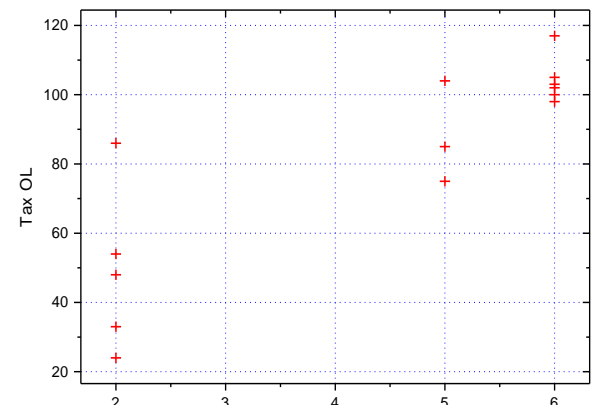
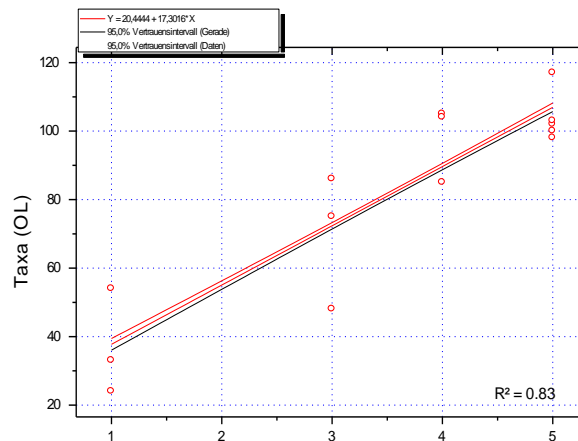


Abb. 26: Darstellung Zusammenhang zwischen Vielfalt und „Typ“ der submersen Vegetation (Veg.-Div., Veg.-Typ) und Makrozoobenthos-Taxazahl auf der Grundlage einer groben Kategorisierung der Makrophytenvariablen. Datenquelle: Gewässer im EZG Küste, Ems, Focke & Kiel (2008). Veg.-Div: 1 = niedrig – 5 sehr hoch. Veg.-Typ. 2 = Röhricht, 5 = Wasserpest dominiert, 6 = verschiedene Arten (Laichkräuter, Hornkraut etc.)

Insgesamt deuten sich auf der Grundlage beider Datensätze gleichsinnige Ergebnisse an, die den Angaben anderer Autoren (z.B. Witt & Haesloop 2001, Focke & Kiel 2008) weitgehend entsprechen. Es zeigt sich auf der Grundlage der Daten aus Focke & Kiel ein klarerer Zusammenhang zwischen Vegetationsdichte und Taxazahl ($R^2 = 0.83$) als auf der Grundlage der Daten von Claus et al. (1994; $R^2 = 0.2$). Insgesamt wird deutlich, dass die Vegetationsdiversität eine Rolle für die Artenvielfalt spielt. Noch etwas deutlicher ist der Zusammenhang zwischen Vegetationstyp und Taxazahl. Gewässer die durch Röhrichte oder Wasserlinsen dominiert sind, weisen offenbar eine erkennbar geringere Artenvielfalt auf als Gewässer mit anderen Vegetationstypen. Unterschiede zwischen z.B. Wasserpest und anderen submersen Makrophytenbesiedlung scheinen dagegen eher undeutlich. Die geringe Artenvielfalt bei Enteromorpha-Gewässern (Abb. 25, rechtes Bild) hängt wohl eher mit der in diesen Gewässern höheren Salinität zusammen (s.u. Faktor Salinität).

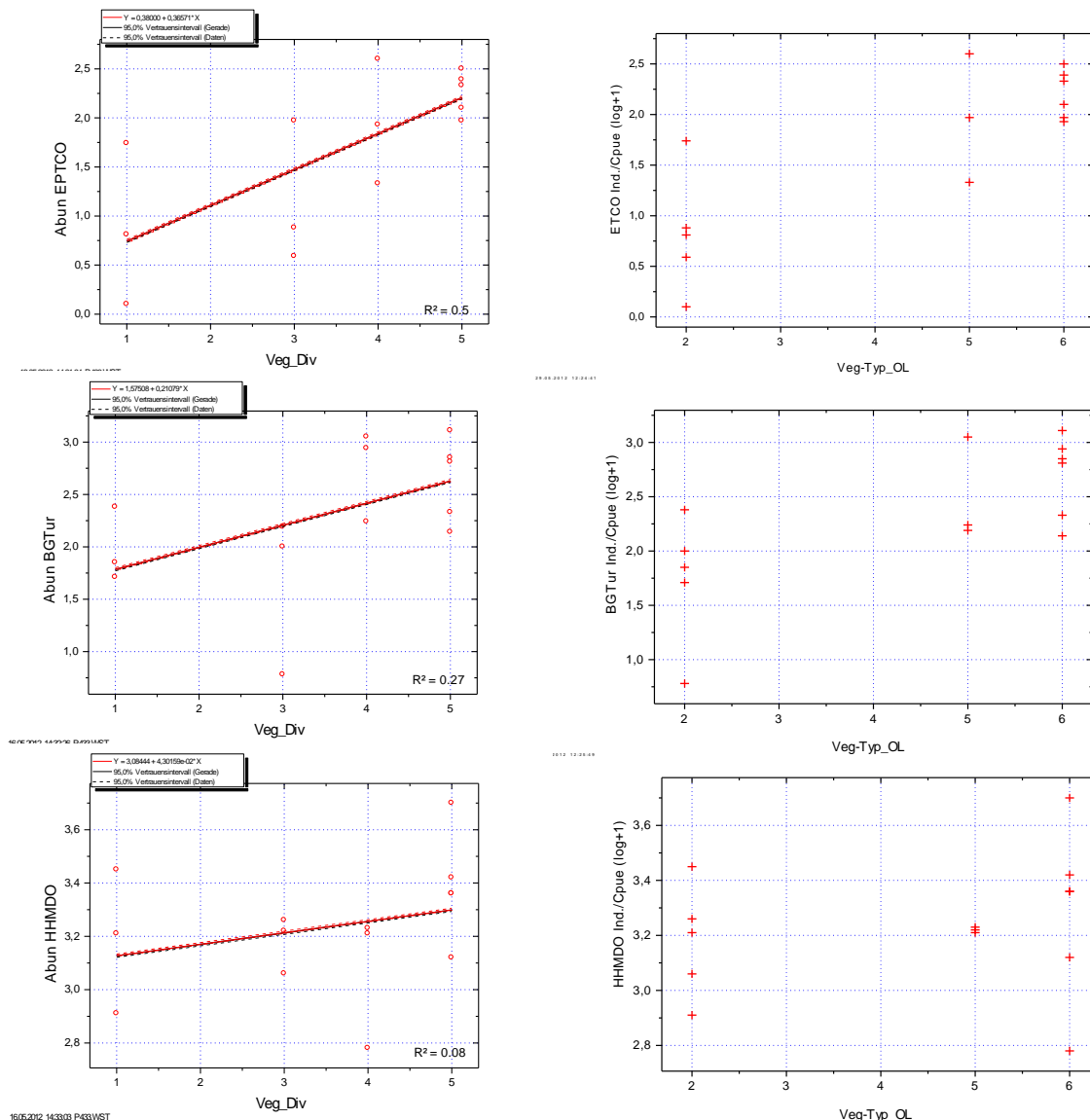


Abb. 27: Darstellung Zusammenhang zwischen Vielfalt und „Typ“ der submersen Vegetation (Veg.-Div., Veg.-Typ.) und Makrozoobenthos-Taxazahl auf der Grundlage einer groben Kategorisierung der Makrophytenvariablen. Datenquelle: Gewässer im EZG Küste, Ems, Focke & Kiel (2008). Veg.-Div: 1 = niedrig – 5 sehr hoch. Veg.-Typ. 2 = Röhricht, 5 = Wasserpest dominiert, 6 = verschiedene Arten (Laichkräuter, Hornkraut etc.). ETOC = Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera; BGTur = Bivalvia, Gastropoda, Turbellaria, HHMDO= Hirudinea, Heteroptera, Megaloptera, Diptera, Oligochaeta, auf die Darstellung der Crustacea wurde hier verzichtet.

Auch im Hinblick auf die „Besiedlungsdichte“ kann die Vegetationsstruktur als Einflussfaktor auf die Benthosgemeinschaft von Bedeutung sein. Abb. 27 gibt diesbezüglich Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen Makrophytenbesiedlung und Abundanz auf der Ebene verschiedener Taxagruppen. Es zeigt sich, dass die Abundanz der Gruppen „ETOC“ und „BGTur“ eher mit der „Veg.-Vielfalt“ und dem „Veg.-Typ“ korrelieren als die Abundanz der Gruppe „HHMDO“. Die überwiegend aber hohe Variabilität, die sich durch eine hohe Spannweite der Abundanzwerte je Vegetations-Kategorie präsentiert, zeigt, dass nicht einzelne Faktoren oder Faktorenguppen die benthische Besiedlung eines Standortes allein bestimmen.

5.2.6 Faktor Salinität

In verschiedenen Arbeiten wird die Salinität als bedeutsamer Faktor für die Strukturierung der Benthosgemeinschaft benannt (z.B. Claus et al. 1994, Kraft 1995, Witt & Haesloop 2001, Focke & Kiel 2008). In diesem Zusammenhang verdeutlicht Abb. 28, dass eine erhöhte Salinität zur einer reduzierten Artenvielfalt führen kann. Während auf der Grundlage der Wesermarschdaten (Claus et al. 1994) dieser Zusammenhang sich weniger ausgeprägt darstellt ($R^2 = 0.12$), wird dies anhand der Daten aus Focke & Kiel (2008) klar ersichtlich ($R^2 = 0.75$).

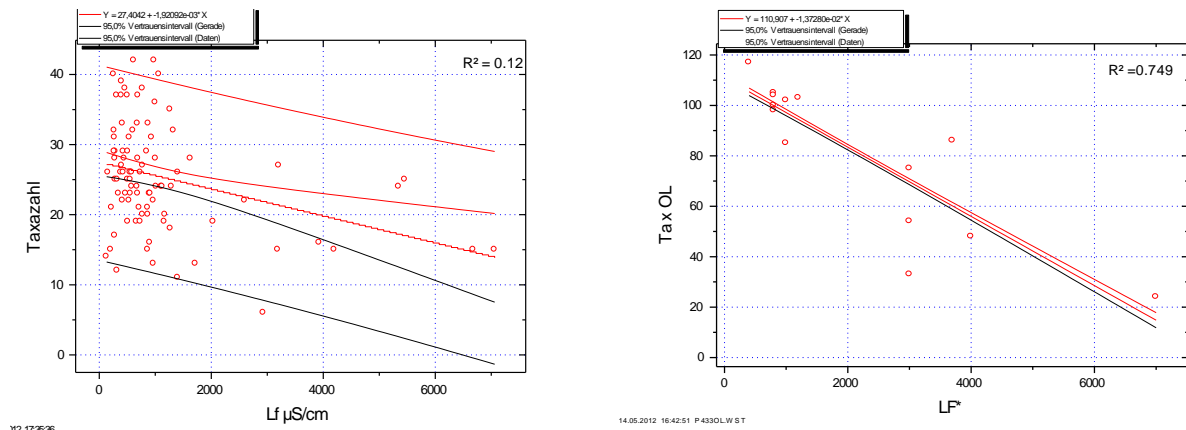


Abb. 28: Darstellung Zusammenhang zwischen Leitfähigkeit ($\mu\text{S/cm}$) und Makrozoobenthos-Taxazahl am Beispiel verschiedener Daten. Datenquellen: Gewässer in der Wesermarsch aus Claus et al. (1994) Bild links; Gewässer im EZG Küste, Ems, Focke & Kiel (2008), Bild rechts.

Ein ähnliches Ergebnis wird auch auf der Grundlage eines ausgewählten Teildatensatzes der BOG-Daten aus dem Bearbeitungsgebiet Aurich erkennbar. So gruppieren sich in nach einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Basis von transformierten Abundanzdaten (ohne Insektentaxa) die Stationen u.a. nach Salinitätseinfluss. Es zeigt sich, Stationen mit (temporär) höheren Salzgehalten durch geringere Taxazahlen und höhere Abundanzen euryhaliner Taxa gekennzeichnet sind als Stationen ohne diesen Einflussfaktor.

Auch Witt & Haesloop (2001) beschreiben eine deutlich verringerte Artenzahl als aspektbildendes Element „salzbeeinflusster Marschengewässer“. Focke & Kiel (2008) verweisen darauf, dass Unterschiede in der Faunenzusammensetzung weniger durch Salinitätsmaximum als vielmehr die Ausprägung der Salzgehaltsschwankungen auf der Zeit-Raumskala verantwortlich sind.

Die mindestens zeitweise durch Salzeinfluss geprägten Bereiche der geschöpften Marschengewässer zeichnen sich sowohl durch eine geringere Arten- als auch eine geringere Individuenzahl aus. Brackwasserbereiche, insbesondere solche Gewässer mit häufigen Salinitätsschwankungen, stellen besondere physiologische und ökologische Ansprüche an die Besiedler. Je geringer die Salinitätsschwankungen, desto stärker dürften sich andere Faktoren, wie Nahrungs- und Habitatangebot auf die Zusammensetzung der Fauna auswirken (Williams et al. 1990).

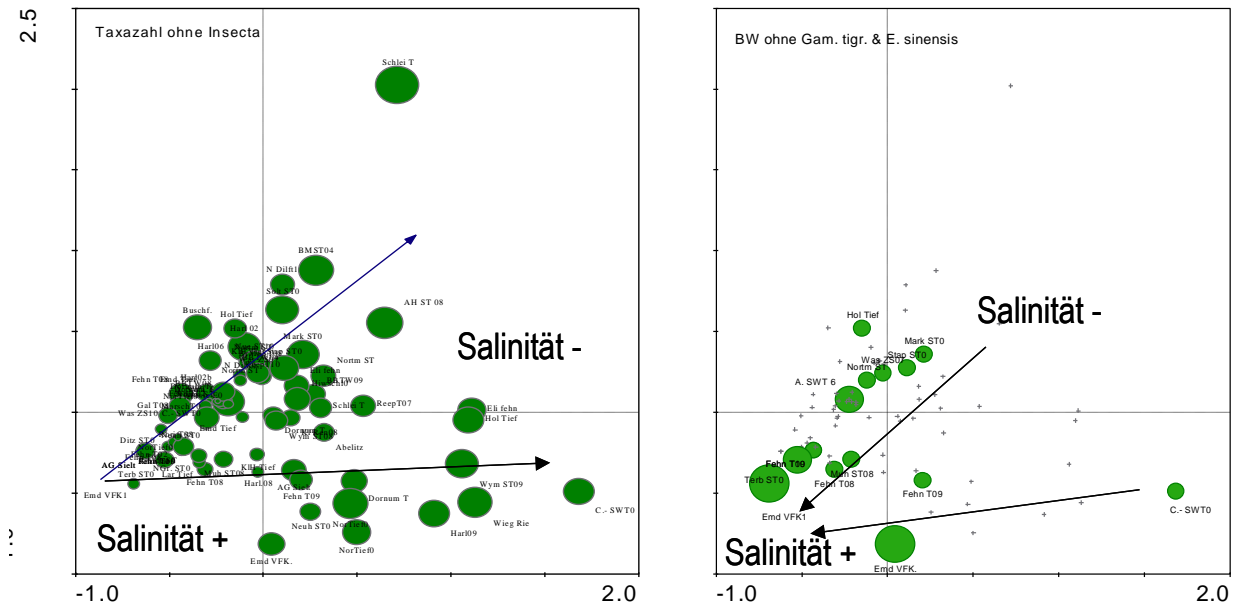


Abb. 29: Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage von BOG-Daten aus dem Bearbeitungsgebiet des NLWKN Aurich (1986 – 2010). Darstellung links: Taxazahl/Gewässer (ohne Insecta) links, Darstellung rechts: Abundanz euryhaline Taxa (ohne *Gammarus tigrinus*, *Eriocheir sinensis*).

In nicht tideoffenen Marschengewässern ist der Salzeinfluss ein unregelmäßig wirkender Faktor, so dass sich eine typische Brackwasserzönose in den betreffenden Gewässerabschnitten nicht etablieren kann, da in Folge des Wassermanagements u.a. kein natürlich ausgeprägter Salinitätsgradient vorhanden ist. Wie bereits oben schon angesprochen wird die Salinität daher als Belastungsfaktor definiert (s.a. Focke & Kiel 2008).

5.2.7 Faktor Sedimentbeschaffenheit

Daten zur Sedimentbeschaffenheit an den einzelnen Messstellen standen nicht zur Verfügung, so dass dieser Faktor im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht vertiefter betrachtet werden kann. Ein gewisser Einfluss der Sedimentbeschaffenheit auf die Benthosgemeinschaft ist wahrscheinlich. So bedingen stark organisch geprägte Feinkornsedimente eine andere Besiedlung als z.B. eher sand-/kleigeprägte Gewässer. Schwahn (2008) weist z.B. daraufhin, dass Besiedlungsunterschiede zwischen einer Tonsohle oder feinmaterialreicher Sohle erkennbar war. Die Sedimentbeschaffenheit ist vermutlich v.a. durch den Naturraum (Geestnähe vs. Marsch) und/oder durch das Unterhaltungsmanagement (Räumungsart, -frequenz) beeinflusst. Ein solcher Befund kann auch in Zusammenhang mit der Gewässerunterhaltung stehen.

5.2.8 Varianzanalyse

Zur statistischen Absicherung wurde (so weit möglich) die Bedeutung der oben beschriebenen Faktoren ergänzend zu den oben durchgeführten Betrachtungen und Analysen mittels einer einfachen Varianzanalyse (ANOVA) analysiert. Grundlage der exemplarischen ANOVA sind analog zu den vorangegangenen Analysen die Daten aus Claus et al. (1994) und Focke & Kiel (2008), da diese neben den faunistischen Daten auch Be-

gleitdaten zu den Messstellen liefern. Die Datensätze wurden aus den bereits oben genannten Gründen (z.B. unterschiedliche Erfassungsmethodik) getrennt berechnet.

Gewässergröße

Im Hinblick auf die Gewässergröße wurden ausschließlich die Daten aus Claus et al. (1994) verwendet. Auf eine Analyse der Daten aus Focke & Kiel (2008) wurde hier verzichtet, da vorwiegend Gewässer >20 m Breite berücksichtigt untersucht wurden. Lediglich jeweils 1 Messstelle gehört zu Kategorie >10 m und zur Kategorie >5 m. Angaben zur Tiefe lagen nicht vor. Aus den bereits weiter oben genannten Gründen war eine Zusammenführung beider Datensätze nicht sinnvoll. Es sei zudem darauf hingewiesen, dass nach den Ergebnissen von Focke & Kiel (2008) auf der Grundlage einer multivariaten Analyse (Redundancy Analysis) die Gewässerbreite zur Erklärung der Arten-Umwelt-Beziehungen nicht wesentlich betrug.

Folgende Kategorien wurden für die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten ANOVA unterschieden

- Anzahl Daten ($N_{\text{ges}} = 100$, z.T. keine Angaben), Spanne Gewässerbreiten 1 – 10 m, festgelegte Klassenbreite 2 m, d.h. 5 Breite-Klassen wurden mit einander verglichen
- ($N_{\text{ges}} = 100$, z.T. keine Angaben), Spanne Gewässertiefe 0,1 - >1 m, Klassenbreite 0,2 m, d.h. 6 Tiefen-Klassen wurden mit einander verglichen.

Salinität

Die Daten ($N = 100$ und $N = 14$) umfassen Einzelmesswerte (Claus et al. 1994) bzw. monatliche Mittelwerte (Focke & Kiel 2008) im Zeitraum der Untersuchungen. Die Spannweite bezogen auf die Messstellen (als auf der räumlichen Skala) liegt zwischen 132 $\mu\text{S}/\text{cm}$ - >7.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Wesermarschdaten Claus et al. 1994) und etwa 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ – ca. 7.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (EZG Küste/Ems, Focke & Kiel 2008). In Kap. 4 wurde beschrieben, dass eine erhöhte Salinität in den salzbeeinflussten Abschnitten der Marschengewässer diskontinuierlich auftritt. Die Analyse, die auf Messwerte zum Zeitpunkt der faunistischen Probenahme basiert, könnte daher durch gewisse „Verzerrungen“ beeinflusst sein, insofern als z.B. zum Zeitpunkt der Beprobung geringere Leitfähigkeiten, eine Messstelle nicht als „stark salzbeeinflusst“ klassifiziert, obwohl u.U. zurückliegend hohe Leitfähigkeiten auftraten. Aufgrund der monatlichen Messungen von August 06 bis Oktober 07 sind die Daten aus Focke & Kiel (2008) diesbezüglich wohl belastbarer.

Folgende Kategorien wurden für die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten ANOVA unterschieden:

- Anzahl Daten ($N_{\text{ges}} = 100$, $N = 14$), festgelegte Klassenbreite 1.800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ m, d.h. jeweils 4 Salinitätsklassen wurden miteinander verglichen.

Vegetation

Die Daten ($N = 100$ - Claus et al. und $N = 14$ - Focke & Kiel) umfassen qualitative bzw. (semi)quantitative Angaben zur submersen Vegetation in den jeweils untersuchten Gewässer. Diese wurden so weit möglich hier grob kategorisiert:

- „Vegetationsdichte“ = differenziert nach „sehr hoch“, „hoch“, „mittel“, „gering“, „sehr gering“. Die groben Kategorien basieren auf Angaben nach Claus et al. (1994).
- „Vegetationsdiversität“: >7 Arten = sehr hoch, 5 – 7 Arten = hoch, 3 – 4 Arten = mittel, 2 Arten = gering, 1 Art = sehr gering.
- „Vegetationstyp“ (Daten Claus et al. 1994): 0 = keine Vegetation, Lemna (bei ausgeprägter Bedeckung), Algen (Fadenalgen), Röhricht, Enteromorpha, „Wasserpest+“ (Wasserpest und andere in geringerem Anteil), Diverse (Wasserstern, Hornkraut, Froschbiss etc.).
- „Vegetationstyp“ (Daten Focke & Kiel 2008): Röhricht/Wasserschwaden, Lemna, „Wasserpest+“ (Wasserpest und andere in geringerem Anteil), Diverse (Laichkraut etc.).

Faunistische Kennwerte

Die faunistischen Kennwerte Taxazahl und Abundanz wurden für die beschriebenen Parameter (Vegetation, Größe, Salinität) auf mögliche Unterschiede getestet. Dabei wurde es als sinnvoll erachtet auch nach Taxagruppen zu differenzieren, um Hinweise auf z.B. unterschiedliche Habitatansprüche zu erhalten. Folgende Taxagruppen wurden unterschieden: Gruppe 1: Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Odonata, Coleoptera (EPTOC); Gruppe 2: Bivalvia, Gastropoda, Turbellaria (BGTur) Gruppe 3: Heteroptera, Hirudinea, Megaloptera, Diptera, Oligochaeta (HHMDOLI).

Neben der Differenzierung nach Großtaxagruppen wurde in Bezug auf den Einflussfaktor Makrophytenbesiedlung auch nach funktionellen Gruppen differenziert. Hier erschien die Differenzierung nach Ernährungstypen sinnvoll. Folgende Typen wurden unterschieden: Weidegänger (grazer), Zerkleinerer (shredder), Sammler (collectors), Filtrierer (aktiv, filter feeders), Räuber (predator).

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Analyse sind Tab. 16 und Tab. 17 zu entnehmen. Im Folgenden werden die Befunde kurz kommentiert.

Faktor Gewässergröße

Die berücksichtigten faunistischen Kennwerte sind ganz überwiegend nicht durch die Gewässergröße bestimmt. Der größte Teil der Vergleiche zeigt keine systematischen (quantitativen) Besiedlungsunterschiede zwischen größeren und kleineren Gewässern, insbesondere in Bezug auf den Faktor „Tiefe“ sind die Befunde nicht signifikant (ANOVA $p > 0.1$).

Für den Parameter „Abundanz ETOC“ lassen sich im Vergleich zu den kleineren Gewässern (log Ind. 1,3/Cpue) signifikant höhere Werte (log Ind. 2,5/CPUE) für die Breitenkategorie 6 - 8 m feststellen (ANOVA $p < 0.1$). Allerdings sei hier angemerkt, dass für die Größenkategorien >10 und >12 m keine Abundanzdaten vorlagen (Tab. 14).

Der Parameter „Taxazahl HHMDO“ zeigt ebenfalls signifikante Unterschiede in Bezug auf die Gewässerbreite. Im Mittel wurden in der Breitenkategorie 6 – 8 m die höchsten Taxazahlen (11 Taxa/Cpue) festgestellt. Die geringste Anzahl (6,5 Taxa/Cpue) in den kleineren Gräben (<2 m).

Tab. 14: Statistische Kennwerte der Gruppen ETCO* (Abundanz) und HHMO (Taxazahl) differenziert nach Gewässerbreite. Datenquelle Claus et al. 1994, Wesermarsch.* = keine Steinfliegen nachgewiesen. ETCO: Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Odonata, Coleoptera. HHMO: Heteroptera, Hirudinea, Megaloptera Diptera, Oligochaeta

Variable:	LOG_Abun ETCO		
Gruppiert nach:	Breite (m)		
	N _{Messstellen}	Mittelwert	Std.Abw.
Gesamte Stichprobe	91	1,35	0,41
<0,0 .. 1,9>	58	1,32	0,37
<2,0 .. 3,9>	27	1,32	0,33
<4,0 .. 5,9>	4	1,33	0,24
<6,0 .. 7,9>	2	2,52	1,25
<8,0 .. 9,9>	0	*****	*****
<10,0 .. 12,0>	0	*****	*****

Variable:	Taxa HHMO		
Gruppiert nach:	Breite (m)		
	N _{Messstellen}	Mittelwert	Std.Abw.
Gesamte Stichprobe	95	7,2	3,22
<0,0 .. 1,9>	58	6,5	3,00
<2,0 .. 3,9>	27	7,6	3,21
<4,0 .. 5,9>	4	10,5	2,52
<6,0 .. 7,9>	3	11,0	4,36
<8,0 .. 9,9>	0	*****	*****
<10,0 .. 12,0>	3	9,0	2,00

Die Aussagekraft der Analyse ist sofern eingeschränkt, da die Breitenkategorien durch sehr unterschiedliche Stichprobenumfänge gekennzeichnet sind und dadurch die Befunde beeinflusst sein können. Zudem ist anzumerken, dass u.U. nicht die Gewässergröße eine bestimmende Einflussgröße ist, sondern andere Habitatbedingungen (stoffliche Rahmenbedingungen, Vegetation etc.), so dass ein detektierter Zusammenhang mit der Gewässerbreite auch ein „Koinzidenz-Phänomen“ sein könnte. Ein ähnliches Resultat wird von Focke & Kiel (2008) in Bezug auf die Gewässergröße festgestellt. Die von Witt & Haesloop (2001) getroffene Einschätzung, dass kleinere Marschengraben im Vergleich zu größeren Fleeten/Sieltiefs höhere Taxazahlen aufweisen, konnte auf der hier zugrunde liegenden Datenbasis nicht untermauert werden.

Faktor Salinität

Die Ergebnisse zeigen, dass die Salinität deutlichen Einfluss auf Vielfalt und Abundanz der Benthosgemeinschaft hat. Mit wenigen Ausnahmen liegen sowohl Taxazahlen als auch Besiedlungsdichten an den Messstellen, die durch höhere Leitfähigkeiten gekennzeichnet sind signifikant niedriger (ANOVA $p < 0,05$; Tab. 16, Tab. 17). Aufgrund der für die Analyse vorgenommenen Kategorisierung nach Salinitätsklassen (s.o.) kann die Grenze ab wann mit reduzierten Kennwerten zu rechnen ist, nicht exakt ermittelt werden. Die Befunde der vorliegenden Auswertung deuten an, dass ein Einfluss auf die Benthosgemeinschaft ab Leitfähigkeiten von 2.000 – 2.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nicht ausgeschlossen werden kann. Zu einem vergleichbaren Ergebnis kamen u.a. auch Claus et al. (1994).

Die Ergebnisse verdeutlichen gleichzeitig, dass die Arten unterschiedlich tolerant gegenüber dem Salzeinfluss sind. Während für die Gruppen „EPTOC“ und „BGTur“ bei höheren Leitfähigkeiten sowohl signifikant reduzierte Artenvielfalt als auch eine signifikant reduzierte Abundanz wahrscheinlich sind, wurden analoge Ergebnisse für die Crustacea nicht verzeichnet (Tab. 15). Letzteres wird plausibel, da die Datensätze eine Reihe euryhaliner Crustacea (u.a. *Gammarus zaddachi*, *G. tigrinus*, *Neomysis integer*, *Balanus*) umfassen.

Etwas indifferenter sind die Befunde für die Gruppe HHMDO, während sich auf Grundlage der Wesermarschdaten auch diese Gruppe signifikante Ergebnisse ergaben, war dies auf der Grundlage der Daten aus dem EZG Küste/Ems weniger deutlich (Tab. 17). Letzteres kann auch dadurch begründet sein, dass die Taxagruppen Diptera und Oligochaeta von Claus et al. 1994 taxonomisch kaum oder nur wenig aufgeschlüsselt wurden und sie daher nur einen geringen Einfluss auf das Analyseergebnis hatten.

Tab. 15 zeigt beispielhaft eine Übersicht über faunistische Kennwerte ausgewählter Gruppen, differenziert nach den Salinitätsklassen.

Tab. 15: Statistische Kennwerte der Gruppen EPTCO, BGTur und Crustacea (Taxazahl und Abundanz) differenziert nach Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Datenquelle Focke & Kiel (2008), EZG Küste/Ems. EPTCO: Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Odonata, Coleoptera. BGTur: Bivalvia, Gastropoda, Turbellaria. N = Anzahl Messstellen

Variable:		EPTCO		BGTur		Crus	
Gruppiert nach:	LF $\mu\text{S}/\text{cm}$	Taxazahl		Taxazahl		Taxazahl	
	N	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.
Gesamte Stichprobe	14	27,9	15,2	18,6	7,7	6,9	1,7
<0 .. 1799>	8	37,4	7,3	23,8	2,8	6,3	0,9
<1800 .. 3599>	3	16,7	13,7	10,0	4,4	9,0	1,7
<3600 .. 5399>	2	19,0	21,2	18,5	4,9	7,0	2,8
<5400 .. 7000>	1	4,0	*****	4	*****	5	*****
Variable:		EPTCO		BGTur		Crus	
Gruppiert nach:	LF $\mu\text{S}/\text{cm}$	IND. LOG+1		IND. LOG+1		IND. LOG+1	
	N	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.
Gesamte Stichprobe	14	1,7	0,8	2,3	0,6	2,1	0,3
<0 .. 1799>	8	2,2	0,4	2,7	0,4	2,1	0,3
<1800 .. 3599>	3	1,0	1,0	1,9	0,2	2,3	0,3
<3600 .. 5399>	2	1,2	0,9	2,2	0,3	2,3	0,5
<5400 .. 7000>	1	0,9	*****	0,8	*****	1,7	*****

Faktor Vegetation

Großtaxagruppen

Wie oben bereits dargestellt, ist die Ausprägung der submersen Vegetation ein bedeutsamer Habitatfaktor für die benthische Wirbellosengemeinschaft. Im Rahmen der hier durchgeführten Auswertung wurden 3 Vegetationsparameter (Dichte, Vielfalt, Typ) auf ihren möglichen Einfluss auf verschiedene faunistische Kennwerte berücksichtigt. Oben konnten bereits gewisse Zusammenhänge zwischen Vegetation und Besiedlung dargestellt werden. Auch die statistische Analyse bestätigt, dass alle 3 hier differenzierten Vegetationsparameter einen signifikanten Einfluss auf Taxazahl und Individuendichte haben, wobei aber auf der Ebene der Taxagruppen diesbezügliche auch gewisse Unterschiede zu konstatieren sind (Abb. 30, Tab. 26).

Insbesondere die Dichte der Vegetation kann einen fördernden Einfluss auf die Artenvielfalt und eher tendenziell auf die Abundanz. Es handelt es sich hier nicht um einen linearen Zusammenhang. So unterscheiden sich Gewässer mit einer hier als hoch definierten Vegetationsdichte von allen anderen Kategorien (inkl. „sehr hoch“) durch höhere Besiedlungskennwerte, dies gilt für die Gesamttaxazahlen und die Taxazahlen der Gruppen ETOC und HHMDO. Alle übrigen faunistischen Kennwerte zeigen eher indifferente Ergebnisse.

Einen deutlichen Einfluss hat die Vegetationsvielfalt (Veg.-Div). Gewässer mit sehr geringer/geringer Vegetationsvielfalt unterscheiden sich bei allen faunistischen Parametern von solchen mit „mittlere – sehr hoher

Vielfalt“, wobei zwischen den Kategorien „mittel – sehr hoch“ auf der Grundlage der vorliegenden Datenbasis keine signifikanten Unterschiede ermittelt wurden.

Es sei noch einmal angemerkt, dass der Parameter „Veg.-Typ“ hier nicht im eigentlichen vegetationskundlichen Sinn unterschieden werden konnte, sondern nur auf einer sehr groben Ebene differenziert wurde. Vor diesem Hintergrund hat mit Ausnahme der Gruppe Crustacea der „Vegetationstyp“ einen signifikanten Einfluss auf Artenzahl und Abundanz der Taxagruppen. Es zeigt sich, dass Gewässer mit ausgeprägten „Wasserlinsenvorkommen“ oder mit „dominierenden Röhricht“ im Vergleich zu Gewässern mit Wasserpestdominanz oder Gewässern mit anderer submerser Vegetation weniger vielfältig besiedelt waren (Tab. 16, Tab. 17). Auch Claus et al. (1994) stellten eine geringere Artenvielfalt in Wasserlinsengewässern fest, während Gewässer mit anderen Vegetationstypen keine deutlichen (quantitativen) Unterschiede untereinander zeigten (Abb. 30).

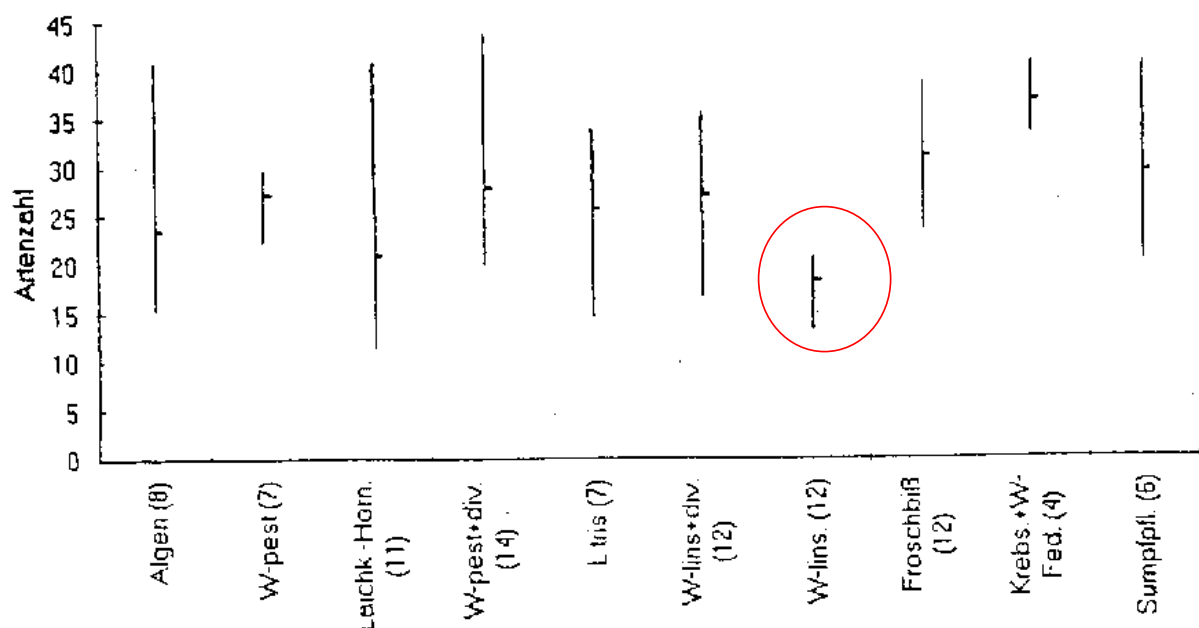


Abb. 30: Makrozoobenthosartenzahl in Gewässern mit unterschiedlicher Vegetationsstruktur (Bild aus Claus et al. 1994).

Tab. 16: Ergebnisse Varianzanalyse (ANOVA) für verschiedene MZB-Kennwerte und Umweltvariablen. Datengrundlage aus Claus et al. 1994: $N_{\text{Messstellen}} = 100$. ETOC = Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera; BGTur = Bivalvia, Gastropoda, Turbellaria, HHMDoli = Hirudinea, Heteroptera, Megaloptera, Diptera, Oligochaeta. Sh = sehr hoch, h = hoch, m = mittel, g = gering, sg = sehr gering. WP = Wasserpest (und andere), Div = Diverse (Hornkraut, Laichkräuter etc.).

Kennwert	Gruppe	Ergebnis	Größe (B, T) m	ANOVA	Sal. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	ANOVA		
Taxazahl	gesamt	höhere Taxazahl	unspezifisch	$p = 0.6, p = 0.38$	<2.200	$p = 0.005^{**}$		
Taxazahl	ETOC	höhere Taxazahl	unspezifisch	$p = 0.69, p = 0.15$	unspezifisch	$p = 0.4$		
Taxazahl	BGTur	höhere Taxazahl	unspezifisch	$p = 0.9, p = 0.9$	<2.200	$p < 0.01^*$		
Taxazahl	HHMD	höhere Taxazahl	unspezifisch >6 m Breite	$p = 0.01^*$; $p = 0.35$	<2.200 * >5.500-7.000	$p = 0.003^*$		
Taxazahl	Crus	nicht berechnet						
Ind. (log+1)	ETOC	höhere Abundanz	unspezifisch >6 m Breite	$p = 0.01^*$; $p = 0.6$	unspezifisch	$p = 0.37$		
Ind. (log+1)	BGTur	höhere Abundanz	unspezifisch >6 m Breite	$p = 0.01^*$; $p = 0.9$	unspezifisch	$p = 0.368$		
Ind. (log+1)	HHMD	höhere Abundanz	tendenziell breiter und tiefer aber unsystematisch	$p = 0.01^*$; $p = 0.09$	<2.200	$p = 0.002^*$		
Ind. (log+1)	Crus	nicht berechnet						
Kennwert	Gruppe	Ergebnis	Veg.-"Div"	ANOVA	Veg.-"Dichte"	ANOVA	Veg.-"Typ"	ANOVA
Taxazahl	gesamt	höhere Taxazahl	sh, h, m >	$p = 0.05^*$	h >	$p = 0.05^*$	Div, WP+ >	$p < 0.01^*$
Taxazahl	ETOC	höhere Taxazahl	h >	$p = 0.02^*$	h >	$p = 0.09^*$	Div >	$p = 0.02^*$
Taxazahl	BGTur	höhere Taxazahl	sh, h, m >	$p < 0.01^*$	unspezifisch	$p = 0.07$	Div >	$p < 0.01^*$
Taxazahl	HHMD	höhere Taxazahl	sh, h, m >	$p < 0.01^*$	h >	$p = 0.09^*$	Div, WP+ >	$p < 0.01^*$
Taxazahl	Crus	nicht berechnet						
Ind. (log+1)	ETOC	höhere Abundanz	unspezifisch, tend. sh, h, m >	$p = 0.06$	unspezifisch	$p = 0.255$	Div, WP+ >	$p < 0.01^*$
Ind. (log+1)	BGTur	höhere Abundanz	sh, h, m > sg	$p < 0.01^*$	unspezifisch	$p = 0.06$	unspezifisch	$p = 0.13$
Ind. (log+1)	HHMD	höhere Abundanz	sh > sg	$p < 0.08^*$	unspezifisch	$p = 0.05$	Div, WP+ >	$p < 0.01^*$
Ind. (log+1)	Crus	nicht berechnet						

Tab. 17: Ergebnisse Varianzanalyse (ANOVA) für verschiedene MZB-Kennwerte und Umweltvariablen. Datengrundlage aus Focke & Kiel 2008 $N_{\text{Messstellen}} = 14$. EPTOC = Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera; BGTur = Bivalvia, Gastropoda, Turbellaria, HHMDoli = Hirudinea, Heteroptera, Megaloptera, Diptera, Oligochaeta. Sh = sehr hoch, h = hoch, m = mittel, g = gering, sg = sehr gering. Veg-Typ: Div = divers, WP = Wasserpest dominiert, R = Röhricht.

Kennwert	Gruppe	Ergebnis	Sal. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	ANOVA	Veg.-"Div."	ANOVA	Veg.-"Typ"	ANOVA
Taxazahl	gesamt	höhere Taxazahl	<2.200	$p < 0.01^*$	h, sh, m > g, sg	$p < 0.01^*$	Div, WP+ > R	$p < 0.001^{**}$
Taxazahl	EPTOC	höhere Taxazahl	<2.200	$p = 0.007^*$	h, sh, m > g, sg	$p < 0.01^*$	Div, WP+ > R	$p < 0.01^*$
Taxazahl	BGTur	höhere Taxazahl	<2.200	$p = 0.002^*$	h, sh, m > g, sg	$p < 0.01^*$	Div, WP+ > R	$p < 0.01^*$
Taxazahl	HHMDoli	höhere Taxazahl	<2.200	$p < 0.01^*$	sh, h > sg, m	$p < 0.01^*$	Div, WP+ > R	$p < 0.001^{*+}$
Taxazahl	Crus	höhere Taxazahl	unspezifisch	$p = 0.14$	unspezifisch	$p = 0.5$	unspezifisch	$p = 0.14$
Ind. (log+1)	EPTOC	höhere Abundanz	<2.200	$p = 0.03$	h, sh, m > g, sg	$p < 0.001^{**}$	Div, WP+ > R	$p < 0.01^*$
Ind. (log+1)	BGTur	höhere Abundanz	<2.200	$p = 0.002^*$	sh, h > sg, m	$p < 0.01^*$	Div > R	$p = 0.02^*$
Ind. (log+1)	HHMDoli	höhere Abundanz	unspezifisch	$p = 0.86$	unspezifisch	$p = 0.13$	unspezifisch	$p = 0.74$
Ind. (log+1)	Crus	höhere Abundanz	unspezifisch	$p = 0.21$	unspezifisch	$p = 0.47$	unspezifisch	$p = 0.39$

Funktionelle Gruppen

Tab. 18 zeigt ergänzend die Ergebnisse der ANOVA auf der Ebene der Taxazahlen differenziert nach Ernährungstypen. Grundlage der Analyse sind die Wesermarschdaten von Claus et al. (1994). Räuber (predators) und Weidegänger (grazer) sind im Vergleich am artenreichsten vertreten. Filtrierer (filter feeders) und Zerkleinerer (shredders) stellten nur einen geringen Anteil an der Artengemeinschaft der Wesermarschgewässer.

Es wird deutlich, dass der Faktor „Vegetations-Typ“ gruppenübergreifend die Zusammensetzung der Gemeinschaft signifikant beeinflusst. Wasserpestgewässer und Gewässer mit diverser Unterwasservegetation unterschieden sich dabei jeweils durch höhere Taxazahlen (ANOVA, $p < 0.05$). Die Vielfalt (Veg.-Div) der submersen Vegetation spielt ebenfalls eine Rolle. Während Filtrierer und Zerkleinerer keine Unterschiede zwischen hoher und geringer „Vegetationsdiversität“ zeigen, gilt für die übrigen Gruppen, dass eine mittlere – sehr hohe Pflanzenvielfalt Vorkommen einiger funktioneller Gruppen (Sammler, Zerkleinerer, Weidegänger, Räuber) offenbar begünstigt. Ähnliches lässt sich auch für den Faktor Vegetationsdichte beobachten. Für die Artenzahl der Filtrierer und die Sammler ist das Ergebnis weniger eindeutig, wenngleich bei geringer Veg.-Dichte Vertreter dieser funktionellen Gruppen tendenziell weniger repräsentiert waren als bei hoher Veg.-Dichte. Das Ergebnis ist jedoch nicht signifikant ($p > 0.05$). Weidegänger und Räuber wiesen jeweils bei „hoher“ Vegetationsdichte ihr Maximum auf ($p < 0.05$). In der Tendenz scheint allerdings eine „sehr hohe“ Vegetationsdichte graduell dämpfend auf Präsenz der Gruppen sein.

Die geringe Taxazahl v.a. bei den Gruppen Filtrierer und Zerkleinerer schränkt allerdings die Belastbarkeit der statistischen Analyse ein. Letztlich sind die Befunde aber sehr gleichsinnig zu denjenigen, die auf der Großtaxaebene ermittelt wurden (s. vorhergehendes Kapitel).

Tab. 18: Taxazahlen verschiedener MZB-Ernährungstypen differenziert nach Vegetationsfaktoren (Typ, „Diversität“, Dichte). Datengrundlage aus Claus et al. 1994: NMessstellen = 100. Weidegänger (grazer), Zerkleinerer (shredders), Sammler (collectors), Filtrierer (aktiv, filter feeders), Räuber (predator). WP+ = Wasserpest (und andere), Div = Diverse (Hornkraut, Laichkräuter etc.), Le = höherer Anteil Wasserlinsen, ALG = algendominierte Gewässer, Rö = höherer Anteil Röhricht, EN = Enteromorpha-Gewässer. Std.Abw. = Standardabweichung.

Variable:	Ernährungstyp	Taxa filter feeders		Taxa gath. collectors		Taxa grazer		Taxa predator		Taxa shredders	
Gruppiert nach:	Veg.-Typ										
	Gesamt N	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.
	90	0,8	1,1	3,0	1,7	6,8	2,6	11,2	4,2	1,3	0,6
keine	1	0,0	*****	3,0	*****	4,0	*****	6,0	*****	0,0	*****
WP+	15	1,3	1,2	4,0	1,4	7,3	2,8	10,8	3,6	1,7	0,8
DIV	43	1,1	1,2	3,3	1,5	7,6	2,4	13,0	4,0	1,3	0,6
LE	23	0,2	0,4	1,9	1,7	6,5	2,0	9,5	3,5	1,1	0,3
ALG	4	0,0	0,0	3,0	2,2	3,3	2,4	8,3	3,9	0,5	0,6
Rö	2	0,5	0,7	2,5	2,1	5,0	1,4	6,0	4,2	1,5	0,7
EN	2	0,0	0,0	1,0	1,4	2,5	0,7	7,5	2,1	2,0	0,7
	ANOVA		$p = 0.008^{**}$		$p = 0.002^{**}$		$p = 0.001^{**}$		$p = 0.001^{**}$		$p = 0.001^{**}$
Gruppiert nach:	Veg. Diversität										
	Gesamt N	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.
	91	0,8	1,1	3,0	1,7	6,8	2,6	11,1	4,3	1,3	0,6
sehr hoch	25	0,9	1,0	3,3	1,4	8,1	2,4	11,8	3,7	1,2	0,5
gering	12	0,6	1,2	2,3	2,0	6,3	2,2	8,3	3,5	1,4	0,8
hoch	24	0,8	1,0	3,0	1,6	7,5	1,9	13,0	4,4	1,3	0,6
mittel	22	1,0	1,4	3,4	1,7	6,1	2,5	10,6	4,0	1,5	0,7
sehr gering	8	0,1	0,4	1,5	1,4	3,1	2,2	8,6	4,6	1,0	0,9
	ANOVA		$p = 0.3$		$p = 0.035^{*}$		$p < 0.001^{**}$		$p = 0.008^{**}$		$p = 0.4$
Gruppiert nach:	Veg. Dichte										
	Gesamt N	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.	Mittelwert	Std.Abw.
	91	0,8	1,1	3,0	1,7	6,8	2,6	11,1	4,3	1,3	0,6
sehr hoch	65	0,7	1,0	2,7	1,5	6,9	2,4	11,1	4,2	1,3	0,6
hoch	16	1,3	1,4	3,6	2,0	7,6	2,4	13,1	4,0	1,6	0,6
mittel	9	0,7	1,1	3,7	2,0	4,6	3,4	8,0	3,8	1,0	0,9
sehr gering	1	0,0	*****	3,0	*****	4,0	*****	6,0	*****	0,0	*****
gering	0	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
	ANOVA		$p = 0.19$		$p = 0.125$		$p = 0.01^{**}$		$p = 0.01^{**}$		$p = 0.03^{*}$

Ein weitere Unterscheidung der Gemeinschaft in Luftatmer (air breather) und Nicht-Luftatmer (non air breather) zeigt ein generell ähnliches Ergebnis wie auf den oben dargestellten Betrachtungsebenen. Beispielhaft dargestellt sind die als „Richness“ bezeichneten Kennwerte vor dem Hintergrund der Faktoren Vegetationsdichte und Vegetationstyp (Abb. 31). Richness bezeichnet hier das Produkt als *Anzahl der Taxa* und den *log-transformierten Abundanzen*. Im weitesten Sinne handelt es sich also um abundanzgewichtete Taxazahlen.

Auf dieser Ebene zeigen sich bei den luftatmenden Spezies, die v.a. Käfer, Wanzen, z.T. Schnecken repräsentiert werden, nur graduelle Unterschiede hinsichtlich Vegetationstyp und -dichte. Eine tendenziell geringere Richness ist in Enteromorpha-Gewässern zu verzeichnen (Abb. 31, Bild links unten „EN“) wobei aber auf der hier verwendeten Datengrundlage die Unterschiede nicht signifikant sind ($p > 0.05$). Mit zunehmender Vielfalt der Makrophytenbesiedlung scheint auch die Richness der „Luftatmer“ zuzunehmen (ANOVA, $p < 0.01$). Letzteres Ergebnis ist hier nicht grafisch verdeutlicht.

Anders als die „Luftatmer“ ist die Gruppe der „Nicht-Luftatmer“ möglicherweise deutlicher vom Faktor Vegetation abhängig. So kann bei geringer Vegetationsdichte eine signifikant geringere Richness dokumentiert werden. In Bezug auf den Vegetationstyp unterscheiden sich „Wasserpestgewässer“ und Gewässer mit anderen submersen Makrophyten (DIV) ebenfalls durch eine höhere Richness ($p < 0.05$). In Bezug auf die Diversität der Vegetation ist dagegen eine weniger deutliches Ergebnis zu verzeichnen (hier nicht grafisch veranschaulicht).

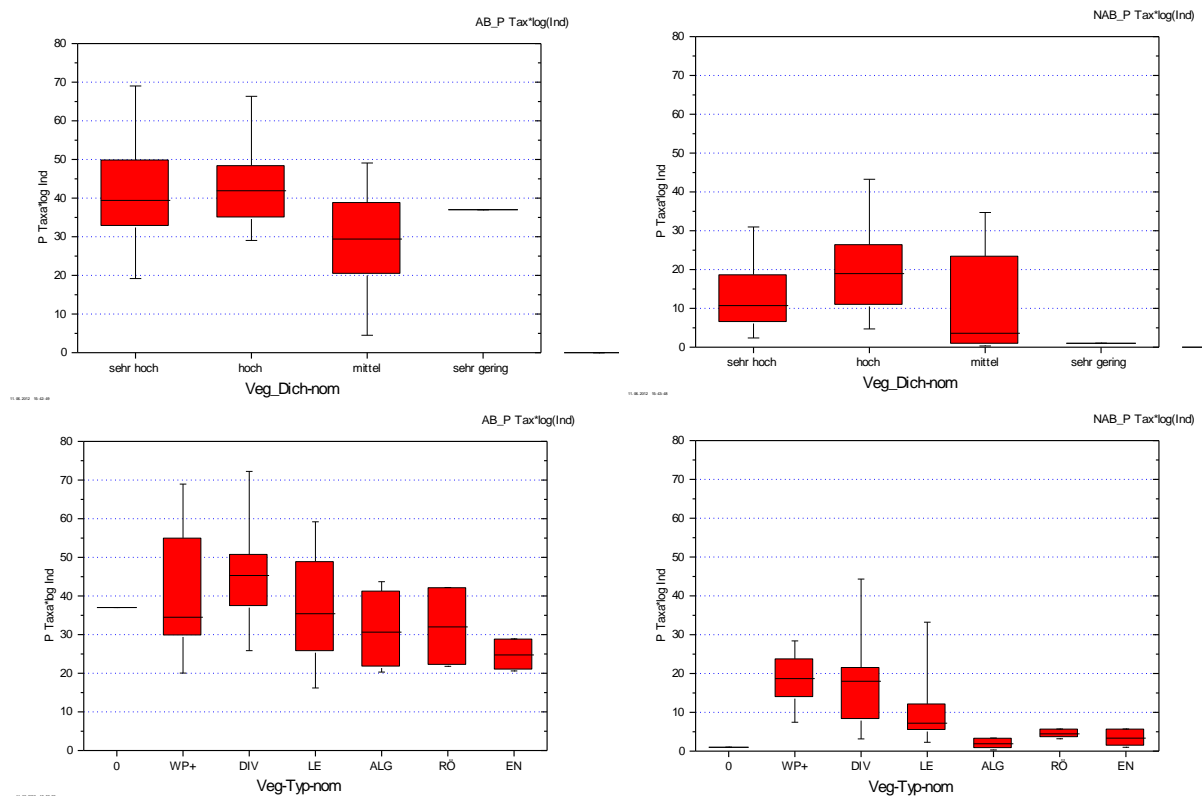


Abb. 31: Richness (Taxazahl * ($\log+1$ Ind./Cpue)) differenziert nach „Luftatmern“ (Bilder links) und „Nicht-Luftatmern“ (Bilder rechts). Datengrundlage Claus et al. (1994). 0 = keine Unterwasservegetation, WP+ = Wasserpest (und andere), Div = Diverse (Hornkraut, Laichkräuter etc.), Le = höherer Anteil Wasserlinsen, ALG = algendominierte Gewässer, RÖ = höherer Anteil Röhricht, EN = Enteromorpha-Gewässer. Std.Abw. = Standardabweichung.

5.3 Fazit Datenanalysen

Die Befunde haben gezeigt, dass die Benthosbesiedlung erwartungsgemäß durch eine hohe Variabilität gekennzeichnet ist, wobei neben einer ‚normalen‘ räumlichen und zeitlichen Variabilität für die Datenauswertung aber auch eine methodischbedingte Variabilität (Untersuchungsdesign, Taxonomie, Bearbeiter) einzubeziehen war, die eine Identifikation von Einflussfaktoren zusätzlich erschwert.

Folgende Schlussfolgerungen lassen sich vor diesem Hintergrund aus den Datenanalysen ziehen:

- Salinität ist ein wesentlicher Einflussfaktor: salzbeeinflusste Gewässerabschnitte weisen – unabhängig von sonstigen Faktoren eine mehr oder weniger gut von reinen Süßwasserabschnitten abzugrenzende Besiedlung auf, allerdings ist diesbezüglich eine räumlich scharfe Grenze nicht zu ziehen. Die Ergebnisse deuten weiter darauf hin, dass ein diskontinuierlicher Salzeinfluss eine im Vergleich reduzierte Benthosgemeinschaft mit einem Anteil euryhaliner Arten zur Folge hat, die aber nur eingeschränkt einer typischen Brackwassergemeinschaft der Übergangswässer gleicht. Der Anteil euryhaliner Taxa wird aber im Bewertungsverfahren berücksichtigt bzw. nachrichtlich ausgewiesen (s. „Konzeption Bewertung“).
- Sedimentbeschaffenheit als Faktor, konnte im Rahmen vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt werden, da hierzu keine Informationen vorlagen.
- Eine Differenzierung der Bedeutung von z.B. Strukturvielfalt, Gewässerunterhaltung und Wasserqualität war auf der vorhandenen Datengrundlage ebenfalls nur begrenzt möglich. Eine Korrelation zwischen Strukturgröße und Taxazahl war auf der vorliegenden Datenbasis undeutlich. Zwei Aspekte wären in diesem Zusammenhang zu vermuten: eine u.U. zu grobe Klassifizierung der Strukturgröße und/oder eine insgesamt eher tolerante Benthosgemeinschaft in Marschengewässern. Generell bleibt ein Einfluss weiter anzunehmen.
- Der Faktor ‚Einzugsgebiet‘ ist im Hinblick auf die Ausprägung der Gemeinschaften hier nicht klar erkennbar. Nicht auszuschließen ist, eine Überlagerung durch andere Faktoren (generelle Degradation der Gewässer). Artspezifisch zeigen sich gewisse regionale Unterschiede, wobei aber unklar ist, ob eine Art generell im EZG fehlt oder die anthropogen veränderten Bedingungen hierfür wesentlich sind. Taxa, die zu Unterschieden zwischen den EZG beitragen sind ganz überwiegend räumlich und zeitlich sporadisch erfasste Spezies. Zum Teil könnten Unterschiede auch durch unterschiedliche Untersuchungsintensität (saisonale Beprobungen, jährliche Beprobungen) und/oder durch die z.T. differierende taxonomische Tiefenschärfe begründet sein.
- Ein Einfluss des Faktors Naturraum „Geestnähe“ und „Marsch“ ist mit gewissen Einschränkungen zu identifizieren. Dies war möglich auf der Ebene aller Taxa ohne Berücksichtigung der Abundanzen. Die Hypothese, dass v.a. fließgewässertypische Taxa in den geestnäheren Abschnitten zum stetigen Faunenelement gehören und sich daher die geestnahen Gewässer bzw. Gewässerabschnitte von den übrigen abgrenzen lassen sich nicht eindeutig zu belegen. Deutlich wurde allerdings, dass eine Reihe von Gewässern (vornehmlich schleswig-holsteinisch) sich eindeutig aufgrund der Fließgewässerkomponente von anderen Gewässern abgrenzen lassen. Hierzu gehörten auch einige Gewässer aus dem EZG der Weser. Neben dem Faktor „Geestnähe“ ist wahrscheinlich der Faktor „kontinuierliche Strömung“ bestimmend. Für die niedersächsischen Daten stehen zu diesem Aspekt aber keine Informationen zur Verfügung.

- Hinweise auf unterschiedliche Sensitivität der Artengruppen gegenüber Umweltfaktoren (z.B. Salinität, Vegetationsstruktur) bezogen auf nicht tideoffene Marschengewässer. Geringere Sensitivität kann für die meisten Diptera, Heteroptera, Oligochaeta, einige Bivalvia und sowie z.T. bei den Crustacea angenommen werden. Wobei aber in diesem Zusammenhang anzumerken ist, dass die Gruppen Diptera und Oligochaeta bezogen auf die hier zugrunde liegende Datenbasis taxonomisch nicht immer bis zur Art aufgeschlüsselt sind.
- Hinweis auf eine gewisse höhere Sensitivität gegenüber Habitatbedingungen v.a. bei Insektengruppen (insbesondere Trichoptera, Odonata, Ephemeroptera, sowie ein Teil der Coleoptera), Gastropoda und einige Bivalvia.
- Auf der Ebene funktioneller Gruppen (hier Ernährungstypen) oder „Atmungstyp“ deuten sich in Bezug auf den Faktor Vegetation im Vergleich zur Betrachtungsebene „Großtaxagruppen“ ähnliche Befunde an. Zwingende Hinweise auf eine Erfordernis der Betrachtungsebene „funktioneller Gruppen“ werden nicht deutlich, vermutlich auch deshalb weil funktionelle Gruppen durch bestimmte Großtaxagruppen z.T. repräsentiert werden.

6. Notwendigkeit einer Subtypisierung

Aufgrund der Tatsache, dass sich unter dem Begriff ‚Marschengewässer‘ vergleichsweise unterschiedliche Gewässer subsumieren, ist u.U. eine bewertungsrelevante Subtypisierung denkbar. Eine Unterscheidung ist bereits von Sommerhäuser und Pottgieser (2004) vorgenommen worden, in dem Subtypen ‚Gewässer der Marsch‘ (Typ. 22.1.) und Flüsse der Marschen (Typ 22.2) unterschieden wurden (s. Kap 2.2.1). Bei klar voneinander abzugrenzenden Subtypen sind ggf. jeweils spezifische Bewertungsmaßstäbe bzw. auch unterschiedliche Bewertungsansätzen erforderlich.

Zur Bearbeitung der Frage nach einer erforderlichen Subtypisierung innerhalb der nicht tideoffenen Marschengewässer (unabhängig von den schon differenzierten Typen 22.1 & 22.2) waren folgende Aspekte dabei von Bedeutung:

- Salinität (Brackwassertyp)
- Naturraum (Geestnähe, Marsch)
- regionale Besonderheiten (EZG)
- Größe der Gewässer

Auf der Grundlage der oben dargestellten Gemeinschaftsanalysen (s. Kap. 5) und vor dem Hintergrund der Gewässerrahmenbedingungen in den EZG (s. Kap.4) werden die o.g. Faktoren kurz diskutiert.

Naturraum (Geesteinfluss)

Die Daten zur Besiedlung der nicht tideoffenen Marschengewässer umfassen auch eine Reihe typischer Fließgewässerarten, deren z.T. regelmäßigeres Vorkommen nicht zwangsläufig als „zufällig“ eingestuft werden können. Systematische Verbreitungsmuster dieser Faunenelemente könnte ein Indikator für mögliche Subtypen innerhalb der nicht tideoffenen Marschengewässer sein. Dies wäre plausibel, wenn naturraumabhängig, Fließgewässerarten v.a. in den Marschengewässerabschnitten präsent bzw. zu erwarten sind, die nahe oder in der Geest liegen und daher noch einen gewissen Fließgewässercharakter (kontinuierliche Strömung, Sedimente) aufweisen (müssten). Insofern wäre die Fließgewässerkomponente Bestandteil des „guten ökologischen Potenzials“.

Im Gegensatz dazu sind die in den Marsch befindlichen Abschnitte unregelmäßig unterschiedlich starken Strömungen unterlegen (s. Kap. 4.1), insgesamt aber weitgehend strömungsarm, zeitweise auch strömungsfrei. Fließgewässerarten wären nicht oder nur sporadisch vorhanden, so dass sie hier nicht zwingend Bestandteil des guten ökologischen Potenzials wären.

Die durchgeführten Datenanalysen Besiedlung „Geestnähe“ vs. Besiedlung „Marsch“ haben gezeigt, dass Unterschiede zwischen „Geestnähe“ & „Marsch“ ermittelt werden konnten. Dies war auf der Grundlage der Daten aller Arten über einen qualitativen Vergleich (presence/absence) möglich. Fokussiert auf die Fließgewässerarten zeigte sich aber ein weniger klares Ergebnis. Gründe für die weniger deutlichen Befunde könnten die anthropogenen Überprägungen sein, die möglicherweise pessimale Habitatbedingungen (z.B. Begradigungen, Unterhaltungsintensität, Rückstau durch Querbauwerke) in den geestnahen Abschnitten hervorgerufen, die mögliche Besiedlungsunterschiede zwischen „Geestnähe“ und „Marsch“ maskieren könnten.

Obwohl die Ergebnisse die Hypothese nicht eindeutig belegen, dass Fließgewässerarten v.a. in den geestnäheren Abschnitten zum charakteristischen Faunenelement gehören, ist eine solche Annahme aber nach wie vor plausibel. Daten aus Schleswig-Holstein unterstützen diese Vermutung. Die geestnäheren Messstellen der Arlau oder Soholmer Aue wiesen ein umfangreicheres Spektrum rheotypischer Arten auf und unterschieden sich von Messstellen der Marsch (s.a. Kap. 5.2.2). Die Soholmer Aue wurde von Brux et al. 2009, als Referenzgewässer Subtyp „geestbeeinflusst“ für die Ausprägung „höchstes ökologisches Potenzial“ nach QK Makrophyten eingestuft.

Es ist zu vermuten, dass eine kontinuierliche Strömung – als Voraussetzung für die Präsenz von rheotypischen Arten - v.a. in den „oberen“ Abschnitten der Marschengewässer auftritt und damit eher geestnah anzunehmen ist. Vor diesem Hintergrund schlagen wir folgendes vor:

- Abgrenzung eines Subtyps „Geestnahe Abschnitte von Marschengewässern“ analog zur makrophytenbasiert abgeleiteten Typisierung; hierunter wären die nach Brux et al. 2009 differenzierten Subtypen 1 & 2 (s. Kap. 5.2.5) zu fassen. Für den Subtyp „Geestnahe Abschnitte von Marschengewässern“ ist daher ein eigener Bewertungsmaßstab für das gute ökologische Potenzial auf der Grundlage der QK Makrozoobenthos zu definieren.
- Allerdings ist es im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht möglich, solche Abschnitte räumlich scharf abzugrenzen.
- Die Entscheidung ob der Subtyp „Marschengewässer-geestnah“ vorliegt ist vor Ort an Hand der Parameter Strömung, Sedimentstruktur und ggf. auch anhand der Makrophyten-Indikatoren (s.o.) fachlich zu beurteilen.

EZG

Wie bereits für den Faktor Naturraum bereits angemerkt, sind die Gewässersysteme durch kulturelle Einflüsse so tiefgreifend umgestaltet worden, dass Relikte der ursprünglichen Besiedlungsformen heute nicht mehr nachweisbar sind. Trotz gewisser Unterschiede zwischen den EZG geben die Befunde der Gemeinschaftsanalysen (s. Kap. 5) keine eindeutigen Hinweise auf eine eigene (reproduzierbare) Besiedlungscharakteristik, die eine Differenzierung in Subtypen auf der Ebene der EZG erforderlich erscheinen lassen. Die Taxa, die jeweils in nur einem EZG vorkamen und damit zu räumlichen Unterschieden beitrugen sind i.d.R. solche, die generell nur sporadisch dokumentiert sind (z.B. *Pisidium pulchellum*, *P. hibernicum*, *Unio crassus*, *Gyrinus*). Die Auswertung zeigte auch, dass die EZG-interne Besiedlungsvariabilität z.T. ähnlich hoch ist wie die EZG-übergreifende. Insgesamt ist eine belastbare Trennung zwischen den Faktoren ‚natürliche abweichende Besiedlung‘ und ‚Besiedlung Resultat anthropogener Veränderungen‘ auf der Grundlage der vorliegenden Daten nicht möglich.

Eine Ausnahme ist diesbezüglich für schleswig-holsteinische Daten zu konstatieren. Ob die relativ deutliche „Eigenständigkeit“ der schleswig-holsteinischen Gewässer allerdings auf generelle Unterschiede zwischen Schleswig-Holstein und Niedersachsen zurückführbar ist, ist hier nicht belastbar zu beurteilen. In diesem Zusammenhang ist u.E. eher wahrscheinlich, dass Schleswig-Holstein möglicherweise durch Gewässerdaten repräsentiert ist, die dem Subtyp „geestnahe Marschengewässerabschnitte“ (s.o.) zuzuordnen sind, den sie im Vergleich besser als andere Gewässer reflektieren. Unterstützt wird diese Annahme durch die Tatsache, dass z.B. die Besiedlung hamburgischer Gewässer rechts der Elbe, den schleswig-holsteinischen Gewässern nicht ähnlicher ist als den niedersächsischen. Zudem weisen einige Gewässer aus Niedersachsen eine zumindest vergleichbare Besiedlungscharakteristik zu den schleswig-holsteinischen Gewässern auf.

Sedimentbeschaffenheit

Im Hinblick auf die Sedimentbeschaffenheit ist die Datenlage insgesamt spärlich. Informationen zur Sedimentstruktur liegen nur für wenige Gewässer quantifiziert vor. In wie weit aber heute ausschließlich feinkorngeprägte Gewässer natürlicherweise feinkorngeprägte Gewässer sind, oder die heutige Situation v.a. auch als Folge anthropogener Veränderungen (Ausbauten, Zerschneidung durch Installation von Siel- und Schöpfungsbauwerken, Entwässerungen) angesehen muss, ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht zu klären. Eine denkbare Subtypisierung der Marschengewässer im Hinblick auf ton-, pelal- (Schlamm) feinkorn- oder sandgeprägte Gewässer ist daher derzeit nicht vorzunehmen. Brux et al. (2009) unterscheiden im Hinblick auf die Makrophyten auf dieser Ebene keinen entsprechenden Subtyp.

Salinität

Im Vergleich zu rein limnischen Abschnitten konnte für salzbeeinflusste Marschengewässer eine andere Benthosbesiedlung festgestellt werden. Insofern wäre es denkbar, salzgeprägte Abschnitte als eigenen Subtyp abzugrenzen und zu bewerten. Aufgrund der Tatsache, dass ein Salzeinfluss sowohl im Ausmaß als auch unter zeitlichen Gesichtspunkten kaum vorhersehbar ist, kann sich eine charakteristische Brackwassergemeinschaft nicht etablieren. Zudem ist auch ein typischer Salinitätsgradient, der die marinen und limnischen Lebensräume verbindet, in den nicht tideoffenen Marschengewässern nicht gegeben. Vor diesem Hintergrund erscheint es daher – anders als die Subtypisierung auf Basis der QK Makrophyten (Brux et al. 2009) – nicht sinnvoll salzbeeinflusste Marschengewässer hinsichtlich der Benthosbesiedlung als eigenen Subtyp zu definieren. Unter den gegebenen Rahmenbedingungen des Siel- und Schöpfungsbetriebs ist – anders als in tideoffenen Marschengewässern – der Salzeinfluss eher als Belastungsfaktor zu klassifizieren.

Gewässergröße

Es wurde geprüft, ob analog der makrophytenbasierten Klassifizierung der Marschengewässer auch auf der Grundlage der Makrozoobenthosbesiedlung die Gewässer nach Größe zu unterscheiden sind und damit ein jeweils eigener Bewertungsmaßstab erforderlich ist. Gewisse Hinweise auf eine spezifische Besiedlungsscharakteristik von Marschengewässern unterschiedlicher Größe (allerdings inkl. kleiner Gräben) wurden von Witt & Haesloop (2001) benannt. Die im Rahmen der vorliegenden Datenanalyse hat diesbezüglich jedoch keine belastbaren Hinweise geliefert, die als Begründung für eine größenbasierte Typisierung der nicht tideoffenen Marschengewässer (Typ 22) mit einer eigenen Referenz herangezogen werden könnte.

6.1 Vorschlag für Subtypen

Vor dem Hintergrund der vorliegenden Befunde lassen sich u.E. unabhängig von der formalen Klassifizierung der Typen 22.1 und 22.2 2 Gruppen von nicht tideoffenen Marschengewässern unterscheiden, für deren Bewertung jeweils spezifische Referenzbedingungen zu definieren sind. Hierzu zählt der Subtyp „Geest“ sowie der Haupttyp „Marsch“. Wie oben bereits erläutert, sind weitere Subtypisierungen nicht erforderlich bzw. sind auf der Grundlage der vorliegenden Daten nicht möglich.

Subtyp „Geestnah“ (geestnah/und oder strömungsgeprägt)

Der Subtyp „Geestnah“ lässt sich aufgrund einer stetigen Präsenz der Fließgewässerkomponente vom Haupttyp biozönotisch unterscheiden. Hauptfaktor ist in diesem Zusammenhang sehr wahrscheinlich ein kontinuierliches Strömungsgeschehen. Neben den fließgewässertypischen Arten können auch andere Taxa zur Unterscheidung zwischen geestnah und geestferner beitragen. So führt Schwahn (2008) aus, dass ge-

ringer Geesteinfluss besonders in der Wesermarsch i.d.R. einherging mit (extrem) geringem Phytal und kompakten, offenbar wenig Besiedlungsfreundlichen Tonsohlen, dies führte zu geringe Arten und Individuenzahlen. Deutlicher Geesteinfluss bedingte dagegen in der Regel mehr verfügbares Phytal, schlammige – moorige Substrate und deutlich höhere Arten- und Individuenzahlen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist es nicht möglich die diesem Gewässertyp zugehörigen Gewässerabschnitte exakt zu definieren. Zuzuordnen wären diesem Typ Gewässer wie z.B. Arlau, Treene (S-H) oder „Oberlauf“ Upjersches Tief (Brake), Aue (Brake) sowie z.B. Basbecker Schleusenfleth (Stade). Andere Gewässer im Grenzbereich zur Geest lassen sich auf der vorhandenen Datenbasis anhand der Fauna weniger eindeutig abgrenzen. Die Gründe sind hier nicht zu identifizieren. Die oben beschriebenen typspezifischen Charakteristika sind allerdings einer großen Variabilität unterworfen, da verschiedene Variable (Trübung, Unterhaltungsintensität, Wasserstandsmanagement etc.) die Habitatbedingungen stark beeinflussen. Denkbar ist, dass ein Gewässerabschnitt aufgrund anthropogener Einflussfaktoren (z.B. Rückstaubereich eines Querbauwerkes) faunistisch nicht dem Besiedlungstyp „Geest“ entspricht. Abb. 32 zeigt Beispiele von Marschengewässerabschnitten, die nach Brux et al. (2009) als geestbeeinflusst klassifiziert wurden.



Abb. 32: Upjersches Tief (M127) - links, Medem – rechts. Quelle Brux et al. (2009)

In Niedersachsen entfallen insgesamt etwa 113 km auf des Gewässertyps 22.1 auf den Grenzbereich Marsch/Geest bzw. nach den vorliegenden GIS-Daten sogar noch in der Geest liegen. In wie weit dies auf Unschärfen verschiedener GIS-shapes zurückzuführen ist, kann im Rahmen des vorliegenden Berichts nicht geklärt werden.

Brux et al. (2009) sowie Schwahn (2008) geben zur räumlichen Abgrenzung dieses Subtyps eine Entfernung von etwa 6-8 km Luftlinie zur Geest als Orientierungswert an. Eine solche Abgrenzung erscheint hier zu weitreichend, da der dann größte Teil der Marschengewässer diesem Subtyp zuzuordnen wäre, dieses wäre auf der Grundlage der Benthosgemeinschaften nicht zu untermauern. Wir beziehen uns hier daher auf die Gewässerabschnitte des Typs 22.1, die im unmittelbaren Nahbereich zur Geestgrenze umfassen (hier mit +/- 1,5 km definiert). Berücksichtigt man diese weniger weiträumige Grenze für den Geesteinfluss so erhöht sich die Gewässerstrecke dieses Subtyps bereits auf etwa 460 km. Abb. 33 zeigt vor diesem Hintergrund eine Zuordnung niedersächsischer Marschengewässer Typ 22.1 bzw. die Lage der Messstellen.

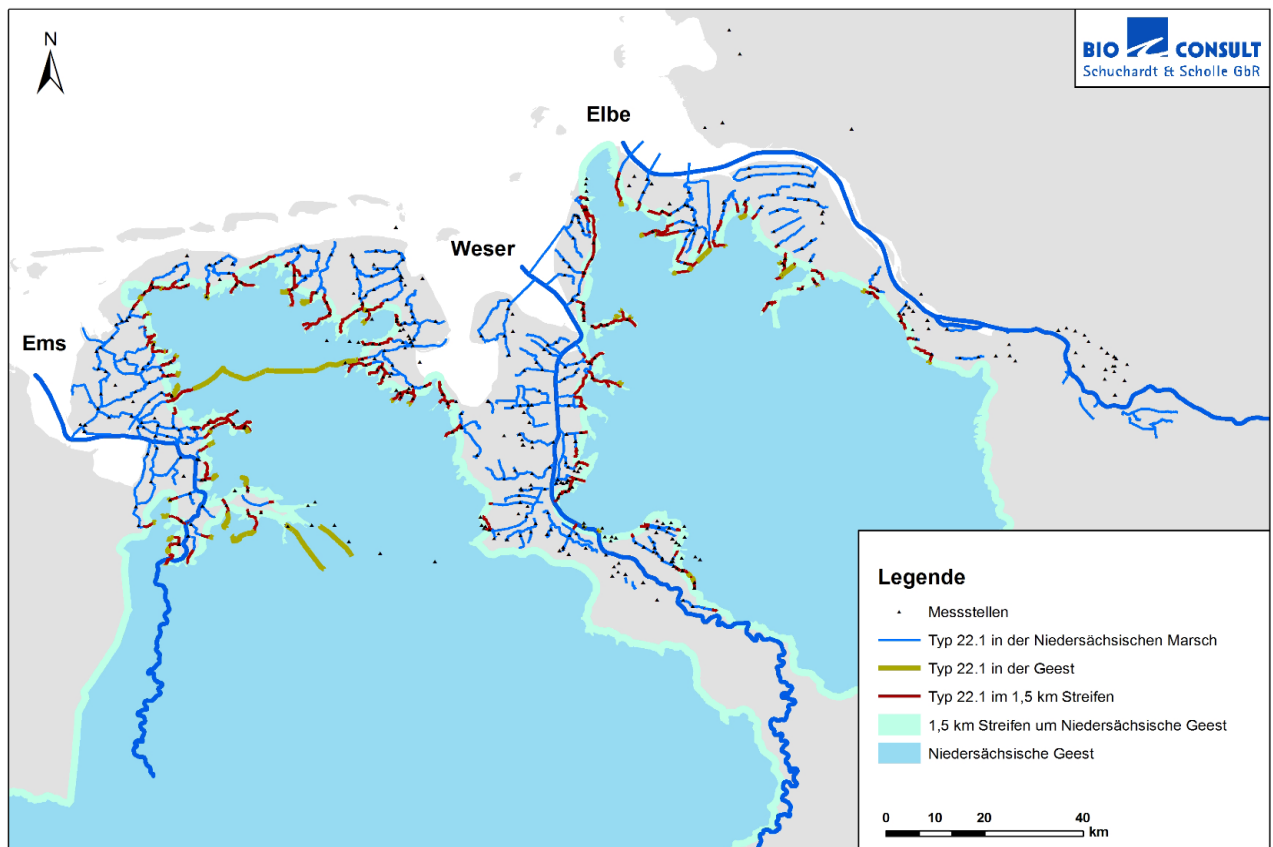


Abb. 33: Überblick über Gewässerabschnitte (rot schraffiert), die räumlich den Marschengewässern Subtyp „Geest“ zuzuordnen wären.

Falls auch geestfernere Gewässer durch eine kontinuierliche und deutlichere Strömung gekennzeichnet werden könnten diese ggf. auch dem Subtyp „Geest“ zuzuordnen sein. Letztlich bleibt es u.E. aber zukünftig vor Ort fachlich zu entscheiden, ob eine Messstelle dem Subtyp „Geest“ zuzuordnen wäre und damit die Fließgewässerkomponente Bestandteil des Bewertungsmaßstabs ist.

Subtyp „Marsch“ (geestfern und/oder unregelmäßige Strömungsereignisse)

Der Subtyp „Marsch“ umfasst letztlich alle nicht tideoffenen Marschengewässerabschnitte, die nicht als geestnah bezeichnet werden und/oder keine kontinuierliche Strömung aufweisen. Der weitaus größte Teil der nicht tideoffenen Marschengewässer ist in Niedersachsen diesem Subtyp zuzuordnen (ca. 1.600 km). Wie bereits oben für die geestnahen Abschnitte angemerkt, gilt auch für diesen Typ, dass die oben beschriebenen typspezifischen Charakteristika meist nicht deutlich ausgeprägt sind, da verschiedene Variable (Trübung, Unterhaltungsintensität, Wasserstandsmanagement etc.) die Habitatbedingungen stark beeinflussen. So kann z.B. die typische submerse Vegetation (temporär) kaum vorhanden oder auch eine hohe Dichte aufweisen kann (Abb. 34 & Abb. 35).



Abb. 34: Braker Sieltief – links, Käseburger Sieltief - rechts. Quelle: NLWKN Brake



Abb. 35: Upjersches Tief (M130) - links, Stromschlauch (SH) – rechts. Quelle: Brux et al. 2009.

7. Übersicht über benthosbasierte Bewertungsverfahren

Im Rahmen der Erfordernisse der EG-Wasserrahmenrichtlinie sind in den letzten Jahren verschiedene benthosbasierte Bewertungsverfahren für ganz unterschiedliche Gewässertypen erarbeitet worden. Hierzu gehören u.a. das für Fließgewässer entwickelte PERLODES-Verfahren (Meier et al. 2006), das PTI-Verfahren nach Schöll et al. (2005) für große Ströme sowie ein von Krieg (2005, 2007) zunächst für das Übergangsgewässer der Elbe (Typ T1) geltender, an den PTI angelehntes Bewertungsverfahren (AeTV). Ein zum AeTV alternativer Vorschlag („Ökotop-Ansatz“) der im Prinzip ebenfalls für die Bewertung von Übergangsgewässern als geeignet angesehen wird, ist der in den Niederlanden entwickelte BEQI (Ysebaert et al. 2004). Tab. 19 gibt eine Übersicht über einige Verfahren sowie deren Eckpunkte.

Tab. 19: Übersicht über verschiedene benthosbasierte Bewertungsansätze für Fließ – und Küstengewässer

Verfahren (Bezeichnung)	Autor	Konzeptioneller Ansatz	Metrics	Referenzbedingungen	Bewertung	Anwendung
AeTV - DE	Krieg (2005, 2007); in Anlehnung an Schöll et al 2005 (s.u.)	Indikatoransatz, Vergabe artspezifischer Wertpunkte (Ecowerte) Berechnung nach Prüfung von Voraussetzungen (z.B. Homogenität der Proben, Mindesttaxazahl)	Artenzusammensetzung, Abundanz (flächenbezogen) Submetrics: Mittlere Taxazahl/Probe Artendiversität nach Fisher	Offene Taxaliste beinhaltet historisch und rezent nachgewiesene ästuarine Taxa, ,interne Referenz“,	-Verrechnung der Ecowerte gewichtet durch Abundanzklass. -Ermittlung von ECO_Klassen -Festlegung der Klassengrenzen für den ökologischen Zustand nach Expert-Judgement.	Typ T1 (Übergangsgewässer, tideoffene Gewässer Typ 22.3 (Ströme der Marschen) sowie Typ 20 (sandgeprägte Ströme-tidebeeinflusst)
PTI - DE	Schöll et al. (2005)	Analog AeTV (s.o.)	Analog AeTV, weitere Kennwerte u.a. r/K-Verhältnis passive/aktive Filtrierer	Offene Taxaliste, potamon typische Gemeinschaft	Analog AeTV - Festlegung der Klassengrenzen für den ökologischen Zustand gewässertypspezifisch	Große Flüsse, Schifffahrtskanäle Typ 20 (Sandgeprägte Ströme)
Perloides - DE	Meier et al (2005)	Multimetrischer Gewässerspezifischer Indikatoransatz (Vergabe von Wertpunkten) Modular aufgebaut: - Allg. Degradation - Versauerung - Saprobie	Artengemeinschaft und Artenzahl, Toleranz, Vielfalt und Diversität, Funktionale Metrics; Vielzahl von gewässerspezifischen Metrics und Indices integriert	Gewässertypenspezifische Referenzgemeinschaften aktuelle Referenz- bzw. „best of“-Gewässer, Expert-judgement	- Ermittlung von Ankerpunkten (metricspezif.). Oberer Ankerpunkt = Referenzwert. - Gewichtete Aggregation der Metric-Ergeb. (GFI trägt z.B. zu 50% zum Ges.-Ergebnis bei)	Alle limnischen Fließgewässer In Marschengewässern insbesondere in tideoffenen MG nicht anwendbar

Verfahren (Bezeichnung)	Autor	Konzeptioneller Ansatz	Metrics	Referenzbedingungen	Bewertung	Anwendung
Makroindex, IGBN (Indice biologique global normalisé) - Schweiz	Frutiger et al. (2005)	Indikator-konzept, fokussiert auf relevante Gruppen (Steinfliegen, Köcherfliegen)	Quotient Insektenfauna/Andere Differenzierung taxonomischer Einheiten Abundanz (Schätzklassen) Verbale Charakterisierung	Besiedlung von Referenzgewässern, Expert-judgement,	- Anzahl und Abundanz (Mindestanzahl an Ind./Art erforderlich) der Indikatororganismen differenziert nach Taxagruppen, - Festlegung von Klassengrenzen für eine 5-stufige Bewertung	Fließgewässer
Multimetric Index macroinvertebrates	Verdonschot et al. (2012)		u.a. N Trichoptera-Familien, N_Gastropoda %-funktionale Gruppen	Festlegung von Ankerpunkten: Unterer 2,5 percentile Oberer 97,5 percentile		Binnenland, küstennahe Entwässerungssysteme
Ökologischer Bewertungsrahmen	Holm (1989)	Indikatoransatz, Vergabe von artspezif. Wertpunkten nach ökol. Ansprüchen	Artengemeinschaft Abundanz (Häufigkeitsklassen)	Max. Wertpunktsumme für Klasse ‚naturnah‘ orientiert an Referenzgewässern	Abstufung der Wertpunktsummen in 5 Klassen (Wertzahlen 1 –5). Festlegung der Klassengrößen (1-5) nach Expert judgement	Kleine Fließgewässer

7.1 Fachliche Vorabstimmung

Der generelle methodische Ansatz sowie die Auswahl der relevanten Messgrößen zur Bewertung der norddeutschen Marschengewässer mittels Makrozoobenthos ist auch Ergebnis einer projektbegleitenden (kontinuierlichen) Abstimmung mit den beteiligten Fachleuten aus den NLWKN (Aurich, Brake, Stade, Verden) Bremen (SBUVE) und Hamburg (BSU).

Der fachliche Abstimmungsprozess, der vor dem Hintergrund der Betrachtung der bereits vorliegenden benthosbasierten Bewertungsansätze für Marschengewässer (BBM-Index, TOM-Index) erfolgt ist, führte zu folgenden Schlussfolgerungen, die wir im Rahmen der vorliegenden Arbeit im Hinblick auf die grundsätzliche methodische Vorgehensweise berücksichtigt haben. Diese seien hier zusammengefasst aufgeführt:

- Ein multimetrischer Ansatz ist sinnvoll und wird auch für die norddeutschen nicht tideoffenen Marschengewässer verfolgt.
- Die Einteilung der Taxa nach sensitiveren und toleranteren Spezies erscheint auch für die Marschengewässer sinnvoll. Wobei „Toleranz“ und „Sensitivität“ vor dem Hintergrund der spezifischen Habitatbedingungen der nicht tideoffenen Marschengewässer zu definieren ist. Die Klassifizierung erfolgt 5stufig (1 = sehr geringe Habitatansprüche,... 5= sehr hohe Habitatansprüche) analog zu Krieg (2005), Schöll et al. (2005) sowie in Anlehnung an Holm (1989) anhand von artspezifischen Indikatorwerten (ECO-Werten).

- So weit möglich wurden die ECO-Werte an bestehenden Einstufungen (z.B. Claus et al. 1994, Krieg 2005, Schöll et al. 2005, Bioconsult 2009, NLWKN 2010 schriftl. (BBM)) angelehnt, z.T. mit den beteiligten Fachleuten diskutiert und hinsichtlich des Gewässertyps nicht tideoffene Marschengewässer wo sinnvoll angepasst. Für eine Reihe von Taxa (z.B. Diptera), über die keine Kenntnisse über ihre Habitatsprüche vorlagen, wurden z.T. keine ECO-Werte vergeben.
- Gewichtung der artspezifischen Indikatorwerte nach Schöll et al. (2005) bzw. Krieg (2005)
- differenzierte Bewertung taxonomischer Großgruppen, da diese unterschiedliche Habitatsprüche (z.B. Phytal, Habitatstruktur, hydrologische Rahmenbedingungen, Salzbelastung) reflektieren und über ihr Fehlen bzw. ihre Präsenz Hinweise auf den ökologischen Zustand des Gewässers zulassen. Darüber hinaus können aus den Befunden eingeschränkt auch Hinweise auf Beeinträchtigungsfaktoren abgeleitet werden.
- Fokussierung auf spezifische Indikatorgruppen für die Bewertung. Auf der Grundlage der Datenauswertungen (s. Kap. 5) und unter Berücksichtigung anderer Bewertungsansätze erscheinen insbesondere der Gruppen Eintags-, Köcherfliegen, Käfer, Libellen sowie Schnecken und Muscheln als Repräsentanten des guten ökologischen Potenzials geeignet.
- Die von der WRRL zu berücksichtigende Messgröße ‚Abundanz‘ (z.B. Häufigkeitsklassen) wird artspezifisch festgelegt und geht in die Bewertung über eine Gewichtung der artspezifischen ECO-Werte ein.
- Die Bewertung erfolgt durch Ermittlung der Abweichung von einem Referenzzustand.

Fazit: Insgesamt soll der Bewertungsansatz konzeptionell dem für tideoffene Gewässer (TOM-Index) entsprechen, so dass für den Typ Marschengewässer insgesamt vergleichbare Bewertungskriterien gelten.

8. Bewertungsansatz

8.1 Begriffsbestimmung – höchstes ökologisches Potenzial (HÖP) nach WRRL

Allgemeiner Hinweis

Die Erfüllung des Europäischen Schutzzieles wird neben spezifischen chemischen und strukturellen Anforderungen wesentlich auch an biologisch-ökologischen Kriterien gemessen. Als Vergleichsmaßstab für diesen Zustand müssen die Gewässer typisiert und für jeden Typ die entsprechenden Referenzzustände festgelegt werden. Dazu sind die typspezifischen Bedingungen des ‚sehr guten Zustandes‘, der bei Abwesenheit störender anthropogener Einflüsse vorliegt, möglichst anhand von Referenzgewässern zu definieren. Die Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ als Ziel der WRRL gilt für als „natürlich“ klassifizierte Gewässer.

Die nicht tideoffenen Marschengewässern sind ausnahmslos als stark verändert bzw. künstlich klassifiziert, so dass für den gesamten Gewässertyp 22.1./22.2 (nicht tideoffen) das weniger strenge „ökologische Potenzial“ als Ziel anzusetzen ist. Eine bundesweit abgestimmte Methodik zur Definition eines typspezifischen „höchsten ökologischen Potenzials“ steht derzeit noch nicht zur Verfügung. Eine Definition des höchsten ökologischen Potenzials ist erforderlich, um den aktuellen Zustand auf der Ebene der Potenzialbetrachtung daran abgestuft zu bemessen.

Die resultierende Klassifizierung liefert Hinweise auf einen möglichen Handlungsbedarf, der dann gegeben ist, wenn ein Wasserkörper ein mäßiges oder schlechteres Potenzial aufweist. In letzteren Fällen werden geeignete Maßnahmen erforderlich, um den ungünstigen Zustand zu verbessern. Da bestehende Nutzungen an erheblich veränderten Gewässern nicht signifikant durch Maßnahmen zur Zielerreichung beschränkt werden dürfen, bleibt letztlich offen, ob ein für den gesamten Gewässertyp 22.1 (bzw. dessen hier differenzierte Subtypen) generell definierter Bewertungsmaßstab geeignet ist, um z.B. auch den „Erfolg“ von Maßnahmen zu bemessen. Es bleibt daher letztlich noch offen, ob es immer möglich ist mittels Maßnahmen ein hier definiertes Zielpotenzial zu realisieren. In diesem Zusammenhang sind vermutlich Einzelfallprüfungen erforderlich, um abzuklären, welche Maßnahmen an einem Gewässer umsetzbar sind und welcher ökologische Erfolg nach Umsetzung dieses spezifischen Maßnahmenpaketes zu erwarten wäre. Der Erwartungswert bzw. der sich tatsächlich einstellende Zustand wäre dann als „gutes Potenzial“ (GÖP) also als der zu erreichende Zielzustand zu definieren. Dies könnte nach jetziger Einschätzung von Gewässer zu Gewässer deutlich variieren, so dass auch die Maßstäbe für das „gute Potenzial“ gewässerindividuell anzupassen sind und u.U. auch von dem im Rahmen dieser Arbeit definierten guten/höchsten Potenzial abweichen können/müssen.

Das hier definierte gute/höchste Potenzial wurde zunächst ohne Berücksichtigung „unvermeidbarer Nutzungen mit Bestandsschutz“ hergeleitet. Vor diesem Hintergrund reflektiert die hier zugrunde gelegte Referenz (für das GÖP, MÖP) im Prinzip vermutlich einen nicht immer erreichbaren „Idealfall“ (gewässerstrukturell heterogenes Gewässer, unauffällige Stoffbelastung, schonendes Unterhaltungsmanagement), der auch über die Umsetzung von Maßnahmen erreichbar wäre.

Hinweis: Um die Wirkung auch mögliche Maßnahmen für die Festlegung des Potenzials zu berücksichtigen ("Prager Ansatz"), wäre eine Anpassung des guten ökologischen Potentials durch Verschiebung des Bewertungsmaßstabes ("Ankerpunkte") unter Beibehaltung des Verfahrens möglich. U.E. nimmt der hier gewählte

Maßstab für das höchste/gute Potenzial, der weitgehend auf einem „best of“ der vorliegenden Daten abgeleitet wurde, die Wirkung möglicher Maßnahmen bereits „vorweg“, so dass eine Veränderung der derzeitigen Ankerpunkte u.U. nicht erforderlich wird. Letztlich bleibt dies abschließend zu prüfen. Eine solche Prüfung erfolgt jedoch nicht im Rahmen der vorliegenden Studie.

Vorgehen

Historische Daten zur Benthosbesiedlung unbeeinträchtigter natürlicher Marschengewässer liegen nicht vor. Wenn dies nicht möglich ist, da keine anthropogen unbeeinflussten Gewässer des entsprechenden Typs existieren, gibt es verschiedenen Optionen zur Herleitung des Referenzzustandes. Neben der Nutzung historischer Daten ist es so auch möglich, die Referenzbedingungen anhand rezenter Daten und unter Nutzung von expert-judgement festzulegen (s.u.).

Zu Herleitung des „höchsten Potenzials“ wäre ein Bezug auf Modellgewässer deren Habitatausstattung und Besiedlungscharakteristik als Bewertungsmaßstab zugrunde gelegt werden könnte, denkbar. Solche Modellgewässer stehen nicht zur Verfügung. Es liegen für einige Gewässer fachliche allgemeine Einschätzungen zur Besiedlungsqualität auf der Grundlage von Makrozoobenthosdaten vor (z.B. Claus et al. 1994, Schwahn 2008, NLWKN Brake, NLWKN Stade schriftl.). Zudem geben Speth & Brinkmann (2003) gewisse Hinweise zur Referenzbesiedlung auch für Gewässertypen von Marschen. Solche Informationen werden im Rahmen der vorliegenden zur Herleitung des höchsten Potenzials berücksichtigt.

Grundlage für die Herleitung eines Referenzpotenzials ist die umfangreiche Datenbasis rezenter Untersuchungsergebnisse (s. Kap. 3.3). Die (subtypenspezifischen) Referenzbedingungen sind aus allen vorliegenden Marschengewässerdaten hergeleitet. Dies entspricht auch den Vorgaben nach REFCOND: *„...Die ... typspezifischen biologischen Referenzbedingungen können entweder raumbezogen oder modellbasiert sein oder sie können durch Kombination dieser Verfahren abgeleitet werden. Ist die Anwendung dieser Verfahren nicht möglich, können die Mitgliedstaaten Sachverständige zu Rate ziehen, um diese Bedingungen festzulegen.“ (Refcond 2.3).* Ein solches Vorgehen entspricht u.E. einer Potenzialbestimmung im eigentlichen Sinne des Wortes, da die Daten bereits verschiedene Ausprägungen möglicher „Marschengewässerzustände“ und auch die wesentlichen anthropogenen Nutzungen (Unterhaltung, Wasserstandsmanagement) integrieren. Der daraus sich ergebende Taxapool liefert damit Hinweise auf das mögliche Besiedlungspotenzial hinsichtlich Artenspektrum und Abundanz.

Für eine allgemeine deskriptive Unterscheidung der Qualitätsklassen können u.E. die normativen Begriffsbestimmungen für den ökologischen Zustand natürlicher Gewässer auch die Ebene der Potenzialbewertung übertragen werden. Tab. 20 benennt in allgemeiner Form die WRRK-Kriterien für die Klassifizierung der ökologischen Qualität. Typisch für biologische Bewertungen allgemein und besonders für Klassifizierungen ist das Problem, ein biologisches Kontinuum in diskrete Klassen aufzuteilen. Es gibt in der Regel keine ausreichend scharf definierten biologischen Grenzen, die als natürliche Klassengrenzen dienen könnten. Daher ist weiterhin auf Expertenwissen oder -meinungen zurückzugreifen.

Die Kennwerte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten sowie für die biologischen Qualitätskomponenten entsprechen also denjenigen, die unter Berücksichtigung gegebener unvermeidlicher Nutzungen und der daraus resultierenden erheblichen Veränderung der Gewässer möglich erscheinen. Auch auf dieser Betrachtungsebene gilt, dass die Ausprägung der Komponenten keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen von den Referenzbedingungen zeigen (Tab. 20).

Der vorliegende Bewertungsansatz versucht, den normativen Begriffen der WRRL gerecht zu werden, die eine Orientierung für die Festsetzung der Klassengrenzen bilden sollen. Dennoch gibt es eine Reihe von Unsicherheiten in der ökologischen Einordnung auf allen Ebenen vom Individuum über die Art bis hin zur Population und dem gesamten Makrozoobenthos. So kann es bereits auf der Ebene der Individuen Unsicherheiten (wie z. B. das Verhalten eines einzelnen Tieres) geben, die eine Einordnung in vorgegebene ökologische Kategorien erschwert (z.B. Lebensstrategien, Ernährungsweisen, Anpassungsfähigkeit).

Tab. 20: Normative Begriffsbestimmung für den sehr guten -, guten - und mäßigen ökologischen Zustand nach Refcond 2.3

<p>Normative Begriffsbestimmung 'sehr guter ökologischer Zustand'</p> <p>Taxonomische Zusammensetzung – Diese ist von den typspezifischen Referenzbedingungen nicht unterscheidbar.</p> <p>Alle oder nahezu alle vorkommenden Taxa sind in der Liste der typspezifischen Taxa aufgeführt, und die Zahl der vorkommenden Taxa liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich.</p> <p>Vorkommende Taxa, die nicht in der typspezifischen Liste aufgeführt sind, treten gewöhnlich nicht oder nur selten auf, oder ihr Vorkommen ist dem Zufallsvorkommen von Taxa außerhalb ihres normalen Verbreitungsgebiets zuzuschreiben. In jedem Fall deutet ihr Vorkommen nicht auf eine Störung hin.</p> <p>Abundanz – Die Abundanzen nahezu sämtlicher vorkommenden Taxa liegen innerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereiche.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Taxa, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, kommen in einem Umfang vor, der im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich liegt.</p> <p>Vielfalt – Die Anzahl der vorkommenden Taxa und ihre jeweiligen Abundanzen liegen im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich.</p> <p>Bedeutende taxonomische Gruppen – Normalerweise bei Referenzbedingungen vorkommende taxonomische Gruppen treten in ihren erwarteten verhältnismäßigen Anteilen auf.</p>
<p>Normative Begriffsbestimmung 'guter ökologischer Zustand'</p> <p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich oder gerade außerhalb desselben.</p> <p>Die vorkommenden Taxa sind überwiegend in der Liste der typspezifischen Taxa aufgeführt, doch kommen auch meist nicht bei Referenzbedingungen auftretende Taxa vor.</p> <p>Bei Referenzbedingungen dominierende Taxa sind wahrscheinlich immer noch vorherrschend.</p> <p>Abundanz – Einige der vorkommenden Taxa liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Einige Taxa, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, fehlen möglicherweise.</p> <p>Vielfalt – Die Anzahl der vorkommenden Taxa und ihre jeweiligen Abundanzen können außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs liegen.</p> <p>Bedeutende taxonomische Gruppen – Die meisten normalerweise bei Referenzbedingungen vorkommenden taxonomischen Gruppen kommen vor, die Individuenzahlen einiger dieser Gruppen können aber igerigesein; gelegentlich fehlen bedeutende Gruppen.</p>
<p>Normative Begriffsbestimmung 'mäßiger ökologischer Zustand'</p> <p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt signifikant außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs.</p> <p>Möglicherweise tritt nur die Hälfte der vorkommenden Taxa regelmäßig in der typspezifischen Liste der Taxa auf. In der Fauna können nicht in der typspezifischen Liste aufgeführte Taxa vorherrschen.</p> <p>Abundanz – Zahlreiche oder gar die Mehrzahl der Taxa liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Viele Taxa, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, fehlen wahrscheinlich.</p> <p>Vielfalt – Die Anzahl der vorkommenden Taxa und ihre jeweiligen Abundanzen liegen meist außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs. Dies kann beispielsweise auf eine starke Zunahme in der relativen Abundanz einiger nichtempfindlicher Taxa in Verbindung mit Verlusten empfindlicher Taxa zurückzuführen sein.</p> <p>Bedeutende taxonomische Gruppen – Einige normalerweise bei Referenzbedingungen vorkommende taxonomische Gruppen kommen vor, die Exemplare einiger dieser Gruppen aber in geringer Anzahl; einige bedeutende Gruppen fehlen.</p>

8.2 Referenzzeitraum

Die Herleitung der Referenzbedingungen für das höchste ökologische Potenzial für „nicht tideoffene Marschengewässer“ (Typ 22.1, 22.2) basiert überwiegend auf rezenten Untersuchungsergebnissen aus dem Zeitraum 1986 – 2011 (NLWKN Aurich, Brake, Stade, Verden), LLUR (Schleswig-Holstein), SBUVE Bremen, BSU Hamburg, BOG-Daten, sowie Daten aus Claus et al. 1994 und Müller 1994. Einbezogen wurden darüber hinaus „historische“ Angaben von 1950 - 1981 von Garms (1961) und Caspers & Heckmann (1981), die sich auf kleinere Marschengewässer aus der Hamburger Elbmarsch beziehen.

8.3 Referenzbedingungen - Steckbrief

8.3.1 Allgemeines

Niedersachsen sowie Schleswig-Holstein weisen eine große landschaftliche Vielfalt auf. Naturräumlich gesehen, unterscheiden sich deutlich die Küstenregion mit den vorgelagerten Inseln und dem Wattenmeer, die grundwassernahe, wasserreiche Marsch, die daran südlich anschließenden höher gelegenen Geestlandschaften mit sandigen und kiesigen Eiszeitablagerungen, die fruchtbaren Bördenregionen sowie u.a. das südnieidersächsische Berg- und Hügelland mit Harz.

Der Fließgewässerlandschaft der Marsch wird derzeit nach Pottgießer und Sommerhäuser (2004) nur der Typ 22 der deutschen Fließgewässertypen zugeordnet. Dieser fasst eine Vielzahl verschiedener Gewässer- ausprägungen mit diversen Übergangsformen zusammen, die sich in Abhängigkeit von Gewässergröße, Salzgehalt und Beschaffenheit des Einzugsgebietes deutlich unterscheiden. Es werden daher drei Subtypen unterschieden. Dieses sind die „Gewässer der Marsch (Typ 22.1)“ kleine bis mittelgroße Gewässer in der Marsch, „Flüsse der Marsch (Typ 22.2)“ große Gewässer der Marsch mit Einzugsgebieten innerhalb der Grundmoränenlandschaften (dies sind z. B. große Abschnitte von Leda, Jümme, Ochtrum, Lune, Hunte und Wümme) und die „Ströme der Marsch (Typ 22.3)“, die lediglich Abschnitte der Elbe und Weser umfassen. Insbesondere die Marsch, die etwa 10 % der Landesfläche Niedersachsens einnimmt, verdeutlicht wie keine andere Landschaft die weit reichenden menschlichen Eingriffe in das Gewässernetz. Die geologisch jüngste Landschaft ist ursprünglich vom Wechselspiel der Gezeiten und der Kraft der Sturmfluten geprägt worden. Die Besiedlung und Nutzung der fruchtbaren Marschböden machte die Eindeichung und Entwässerung der Marsch notwendig. Der ungestörte Tideeinfluss als wesentliches Charakteristikum der Marschengewässer ist kaum noch gegeben, weil das natürliche hydrologische Regime durch Siele und Schöpfwerke verändert ist. Die Ästuar sind zudem so stark ausgebaut, dass sich der Tideeinfluss unnatürlich weit ins Landesinnere fortsetzt. Aus diesem Grund müssen die Marschengewässer durch Bauwerke (Siele oder Schöpfwerke) vor dem kompletten Leerlaufen bei Ebbe „geschützt“ werden. Die Marschengewässer sind heute Teil eines großräumigen künstlichen Entwässerungssystems und haben daher ihren ursprünglichen Charakter weitgehend verloren. Vom Menschen weitgehend unveränderte Marschengewässer existieren in Niedersachsen nicht mehr. Folgerichtig sind alle nicht tideoffenen Marschengewässer im Rahmen der Bestandsaufnahme vorläufig als erheblich veränderte (HMWB) bzw. künstliche Wasserkörper (AWB) eingestuft.

8.3.2 Hydromorphologie

Die nicht tideoffenen Marschengewässer werden v.a. durch die Naturräume Marsch (Flussmarsch, Küstenmarsch, Moormarsch) aber auch durch die Geest geprägt. In den EZG von Ems, Weser und Elbe gehen Geestgewässer in die Marsch über, so dass v.a. die oberen Abschnitte der Marschengewässer auch geestcharakteristische Merkmale aufweisen können (Strömung, Sedimente, Wasserchemismus).

Diese geestnahen Abschnitte sind i.d.R. durch eine geringe – mäßige kontinuierliche Strömung gekennzeichnet. Die Sedimente sind feinkorndominiert, lokal kann die Gewässersohle auch sandige Anteile aufweisen.

Die in der Marsch befindlichen Abschnitte sind dagegen durch eine unregelmäßige und überwiegend geringe Strömung gekennzeichnet, phasenweise sind die Gewässer auch strömungsfrei. Die Sedimente sind feinkörnig (z.B. tonig-schluffig), z.T. schlickig. Sandige Bereiche sind in diesem Abschnitten eher selten anzutreffen.

Die Linienführung ist meist gestreckt oder leicht gewunden, z.T. haben die Gewässer grabenartigen oder kanalartigen Charakter (Abb. 36).



Abb. 36: Käseburger Sieltief, Verbindungstief. Quelle NLWKN Brake.

8.3.3 Phytal

Im optimalen Zustand werden die Marschengewässer je nach vorherrschendem Trübung, Lichtklima, Unterhaltungsmanagement von submersen Makrophyten besiedelt, die ein bedeutsames Strukturelement in den ansonsten eher strukturarmen Gewässern darstellen. Oft ist Makrophytenbesiedlung aus unterschiedlichen Gründen (hohe Trübung, Unterhaltung) aber eher gering. Letztlich ist in den geestnahen und geestferneren Abschnitt eine jeweils unterschiedliche Vegetationsbesiedlung zu erwarten (Brux et al. 2009).

Hierzu führen Brux et al. (2009) folgendes für geestnahe Abschnitte aus: „....Insbesondere bei breiteren und tieferen Gewässern bleibt die Makrophytenvegetation auf die Randbereiche beschränkt nur stark geestbeeinflusste Gewässer können eine ausgeprägtere Hydrophytenvegetation aufweisen. Sie wird in erster Linie von artenreichen Beständen der Sparganium emersum-Gesellschaft bzw. des Großlaichkraut-Typs geprägt. Kennzeichnend sind vor

allem Arten wie *Sparganium emersum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton natans*, *P. lucens* und *P. perfoliatus*. Kleinlaichkraut-Arten wie *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton pusillus*, *Potamogeton trichoides* und *Zannichellia palustris* treten als Begleitarten auf, bilden aber in den breiteren Gewässern deutlich seltener Dominanzbestände aus als in den schmalen Gewässern.... Arten wie Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*), Haarförmiges Laichkraut (*P. trichoides*) und Wasserlinsen-Arten (*Lemna* spp., *Spirodela polyrhiza*) sind als Störzeiger zu werten, wenn sie höhere Deckungsanteile erreichen. Bei fortschreitender Degeneration fallen Hydrophyten zunehmend aus und es dominiert der Helophyten-Typ, dessen Bestände neben Sumpfpflanzen am Ufer nur noch Algen und teilweise Wasserlinsen aufweisen....“.



Abb. 37: Soholmer Aue (Schleswig-Holstein, Subtyp „Geestnah“ groß); Ausprägung des höchsten ökologischen Potenzials makrophytenbasiert (Brux et al. 2009)

Für die geestferneren Marschengewässerabschnitte führen Brux et al. 2009 folgendes aus: sie sind „...artenärmer als in geestnahen Abschnitten, der Hydrophytenanteil geringer ausgeprägt und bei zunehmender Entfernung zur Geest kaum noch vorhanden. Die Übergänge sind auch hier fließend, zumal neben der als Luftlinie feststellbaren Entfernung noch die Vernetzung über Gewässerstrecken eine wichtige Rolle spielt (über Zuflüsse bzw. dem aus der Geest kommenden Oberlauf können Samen, Rhizome und Pflanzenfragmente eintreiben und sich etablieren). Charakteristische Vegetationstypen sind Parvopotamiden-Bestände mit *Potamogeton pusillus* agg., *Potamogeton pectinatus*, ggf. auch *Potamogeton crispus* und *Potamogeton trichoides* und der Elodeiden-Ceratophyllum-Typ mit den Leitarten *Elodea canadensis* und *Ceratophyllum demersum* sowie Lemnidenarten wie *Lemna minor*, *Lemna gibba* und *Spirodela polyrhiza*. Eine niedersächsische Besonderheit ist das stellenweise Auftreten von *Utricularia vulgaris*. Das Höchste Ökologische Potenzial erreichen Bestände mit Groß-Laichkräutern. Bei Beeinträchtigungen fallen submerse Hydrophyten zunehmend aus, neben einem Ufersaum mit verschiedenen Helophytenarten treten dann ggf. noch Schwimmblattpflanzen wie *Nuphar lutea* oder letztlich nur noch Wasserlinsen auf....“



Abb. 38: Stromschlauch (Schleswig-Holstein, Subtyp „Marsch“ schmal – mittel); Ausprägung des guten ökologischen Potenzials makrophytenbasiert (Brux et al. 2009).

8.3.4 Makrozoobenthosbesiedlung

Ältere und rezente Daten geben einen guten Überblick über das Besiedlungspotenzial der Marschengewässer. So wurde von Garms (1961) und Caspers & Heckmann (1982) bereits die Bedeutung von Marschengewässern als Lebensraum aquatische Wirbellosenarten benannt. Die Benthosgemeinschaft von Marschengewässern ist durch eine hohe Artenvielfalt und i.d.R. auch hohe Besiedlungsdichte gekennzeichnet. Großtaxagruppen wie u.a. Coleoptera, Gastropoda, Odonata oder Trichoptera tragen in gut strukturierten Marschengewässern in besonderem Maße zur Artenvielfalt bei (Tab. 21). Die Ausprägung der Benthosbesiedlung ist allerdings abhängig von den jeweils herrschenden Habitatbedingungen, die durch Faktoren wie z.B. Wasserstandsänderungen, Unterhaltung, Trübung und insbesondere Vegetationsentwicklung, bestimmt werden und daher auch einem wiederkehrenden Wandel unterliegen können.

Tab. 21: Übersicht über die Artenzahlen verschiedener benthischer Großtaxagruppen in Hamburger Elbmarschgewässern. Auf der Grundlage älterer von Untersuchungen von Garms (1961) und Caspers & Heckmann (1982). * = nur vergleichbare taxonomische Ebenen berücksichtigt

Systemische Ordnung	Caspers & Heckmann (1951-57, 1978-80)	Garms (1961)
Tricladida	5	4
Gastropoda	27	24
Lamellibranchiata*	5	5
Oligochaeta*	9	2
Hirudinea	10	10
Isopoda	1	1
Amphipoda	1	3
Ephemeroptera	7	5
Odonata	17	14
Heteroptera	13	20
Megaloptera	1	1
Coleoptera	81	69
Trichoptera	11	12
Diptera	k.A. tax. Tiefenschärfe unterschiedlich	

Subtyp „Marsch“

Insgesamt werden die Marschgewässer des Subtyps „Marsch“ ganz überwiegend durch ein Spektrum solcher Taxa besiedelt, die eine hohe ökologische Plastizität hinsichtlich ihrer Lebensraumansprüche aufweisen. Darüber hinaus gibt aber auch sensitivere Arten wie z.B. *Aeshna viridis* deren Vorkommen spezifische Bedingungen voraussetzen (Vorkommen von Krebscheren) oder Großmuscheln (*Unio*, *Anodonta*), deren Präsenz geeignete Sohlstrukturen sowie eine schonendes Unterhaltungsmanagement erfordert. Typische Arten der Marschengewässer wie Eintagsfliegen wie *Cloen dipterum*, Köcherfliegen wie u.a. *Athripsodes atterimus*, *Limnephilus lunatus* oder Schnecken wie u.a. *Anisus vorticulus*, *Acroloxys lacustris*, *Valvata pulchella*, sowie Libellen wie *Lestes sponsa* bevorzugen eine ausgeprägte Unterwasservegetation.

Die Eckwerte dieses Subtyps lassen sich folgt charakterisieren.

Subtyp „Marsch“ (geestfern und/oder unregelmäßige Strömungsereignisse) – Typ 22.1, 22.2

Verzweigungsgrad ≥ 1

Tidehub: kein

Salinität: limnisch i.d.R. $< 2.000 \mu\text{S}$

Größe: unterschiedlich i.d.R. $> 5 \text{ m} - > 10 \text{ m}$ breit und $> 0,5 \text{ m}$ tief

Sediment: Feinsediment, organisch, tonig-schluffige Böden der Marsch

Struktur: überwiegend steilere Uferbereiche mit oder ohne Befestigung

Strömung: kaum und unregelmäßige

Makrophyten: meist auf die Uferzonen beschränkt, vegetationsfrei – hohe Dichten, typische Arten *Potamogeton* spp.,

Elodeiden-Ceratophyllum-Typ mit den Leitarten *Elodea canadensis* und *Ceratophyllum demersum*; *Lemna minor*

Fauna: Typische Fauna stehender Gewässer, überwiegend strömungsindifferent, repräsentiert durch verschiedene Großtaxagruppen (z.B. Trichoptera, Odonata, Coleoptera, Crustacea-Isopoda, Diptera, Molluska, Oligochaeta), arten- und individuenreich. Häufige Taxa: u.a. *Caenis*, *Cloeon*, *Athripsodes*, *Limnephilus*, *Anisus*, *Valvata*, *Pisidium*, *Asellus*, *Lestes*, *Aeshna*, *Halipus* oder *Sigara* und Chironomidae. Besondere Arten: z.B. *Aeshna viridis*, *Hagenella clathrata*, *Anodonta cygnea*, *Unio pictorum*.

Rheotypische Arten wie z.B. *Gammarus pulex* treten nicht oder nur sporadisch auf und werden nicht der Referenz-zönose zugeordnet.

Subtyp „Geestnähe“

Der Subtyp „Geestnähe“ weist anders als der Subtyp „Marsch“ zusätzlich eine Faunenkomponente der Fließgewässer auf. So können neben zahlreichen strömungsindifferenten Arten auch rheotypische Arten insbesondere des Potamals, z.T. des Epirhitralis wie Eintagsfliegen (z.B. *Ephemera*, *Heptagenia*) und Köcherfliegen (*Brachycentrus*, *Hydropsyche*) zur typischen Makrozoobenthosgemeinschaft der geestnahen Abschnitte der nicht tideoffenen Marschengewässer gehören.

Die folgende Übersicht gibt einige Hinweise auf Charakteristika dieses Typs.

Subtyp „Geest“ (geestnah/und oder strömungsgeprägt), Typ 22.1, 22.2

Verzweigungsgrad ≥ 1

Tidehub: kein Tidehub

Salinität: rein limnisch i.d.R. $< 1.000 \mu\text{S/cm}$

Größe: unterschiedlich i.d.R. $> 5 \text{ m}$ breit und $> 0,5 \text{ m}$ tief

Sediment: Feinsediment, organisch, z.T. auch sandig,

Struktur: überwiegend steilere Uferbereiche mit oder ohne Befestigung

Strömung: ruhig fließend, kontinuierlich

Makrophyten: meist auf die Uferbereiche beschränkt; sehr geringe – höhere Vegetationsdichte, z.B. *Potamogeton perfoliatus*, *Nuphar lutea*, *Sparganium emersum*, *Elodea nuttallii* (vgl. Brux et al. 2009)

Die Referenzgemeinschaft umfasst eine artreiche Insektenfauna (u.a. Trichoptera, Odonata, Plecoptera, Coleoptera), artenreiche Mollusken-Fauna sowie regelmäßiges Auftreten rheotypischer Taxa (z.B. *Baetis*, *Heptagenia*, *Ephemera*, *Hydropsyche*, *Calopteryx*, *Gammarus*). Besondere Arten z.B. *Unio crassus*, *Anodonta anatina*, *Gomphus vulgatissimus*, *Taeniopteryx nebulosa*.

8.4 Konzeption des Bewertungsansatzes

Auf der Grundlage der Diskussionen sowie der Anforderungen der WRRL (s.u.) umfasst der Bewertungsansatz die Parameter Artenzusammensetzung und Abundanz unter Berücksichtigung sensibler und toleranter Taxa. Das Ausmaß der Abweichung von den definierten Referenzbedingungen bildet die Grundlage für die Potenzialbewertung. Dabei erfolgt eine enge Orientierung an den allgemeinen und spezifischen Begriffsbestimmungen nach Refcond 2.3 (s. Kap. 8.1). Die Konzeption der relevanten Bewertungsparameter wird im Folgenden beschrieben.

! Hinweis: Wie in Kap. 8.1. bereits ausgeführt liegt der folgenden Konzeption des Bewertungsansatzes die Annahme zugrunde, dass alle nicht tideoffenen Marschengewässer (Typ. 22.1) im Sinne der WRRL als erheblich verändert oder künstlich gelten. Historische Daten anthropogen unbeeinflusster Marschengewässer stehen nicht zur Verfügung. Vor diesem Hintergrund kann - anders als für die tideoffenen Marschengewässer - hier nicht ein von Menschen unbeeinflusster Zustand als Bewertungsmaßstab zugrunde gelegt werden. Die nicht tideoffenen Marschengewässer entsprechen aufgrund ihrer hydromorphologischen Rahmenbedingungen, die weitgehend anthropogen verändert und gesteuert werden (Siel – und Schöpfungsbetrieb) bzw. ihrer generellen „Künstlichkeit“ (Entwässerungssysteme) keinem natürlichen Gewässertyp. Die benthosbasierte Bewertung nicht tideoffener Marschengewässer erfolgt daher zwangsläufig „per se“ am Maßstab eines definierten des ökologischen Potenzials (s.a. Kap. 8.1).

8.4.1 Taxapool

8.4.2 Parameter ‚Taxonomische Vollständigkeit‘

Anders als die benthosbasierten Verfahren nach u.a. Meier et al (2006), die die Taxazahl nicht oder nur partiell (Taxazahl Köcherfliegen, vgl. PERLODES) zur Bewertung verwenden, wird der Aspekt ‚Vielfalt‘ im vorliegenden Ansatz als Parameter für die Indikation der ökologischen Zustandsklasse berücksichtigt.

Ein einfaches Maß für die Bewertung der Vielfalt wäre die ausschließliche Nutzung der Gesamttaxazahl an einer Messstelle. Vor dem Hintergrund der Referenzbedingungen für nicht tideoffene Marschengewässer ist anzunehmen, dass sich heterogene Habitatbedingungen (heterogene Uferzonen, Muster aus freier Wassersäule und strukturreichem Phytal), die dem strukturellen Zielzustand gleichzusetzen sind, v.a. auch an einer vergleichsweise hohen Anzahl verschiedener taxonomischer Großgruppen (als solche werden hier die verschiedenen Insektengruppen, Mollusken, Crustacea, Anneliden etc. definiert), unterschiedlichen Familien sowie zahlreicher Arten widerspiegeln. Die reine Anzahl der Taxa einer Probe mit einer anderen (oder einer Referenz) zu vergleichen, kann somit eine begrenzte Aussagekraft haben, da anhand allein der Höhe der Artenzahl u.U. ein Ausfallen von Arten bestimmter Großtaxagruppen aus folgenden Gründen nur sehr eingeschränkt identifiziert werden könnte:

- hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Benthosgemeinschaften und einer zusätzlichen methodischen bedingten Variabilität (Probenumfang, Größe des untersuchten Gewässerabschnittes, taxonomische Aspekte etc.), so dass die Gesamttaxazahl u.U. nur bei ganz massiven Veränderungen ein Signal liefert

- ein Fehlen nur weniger sensibler Arten einer Großtaxagruppe könnte durch andere weniger sensitive „kompensiert“ werden

Analog zum Ansatz für tideoffene Marschengewässer wird hier daher nicht die nur auf die Höhe der Artenzahl an einer Messstelle fokussiert, sondern es wird v.a. die ‚Verteilung‘ der Arten auf höhere taxonomische Ebenen bewertet. Eine besondere Gewichtung innerhalb der Bewertung kommt dabei der Großtaxagruppen-Ebene. Diese Ebene ist u.a. weniger abhängig vom Probenahmeumfang als der Parameter Artenzahl, erfordert aber ein Probenahmedesign, dass alle Habitate an einer Messstellen einbezieht. Unterhalb der Großtaxagruppen wird die Gemeinschaft weiterhin auf Familienebene und letztlich auf Art(Taxa)ebene differenziert.

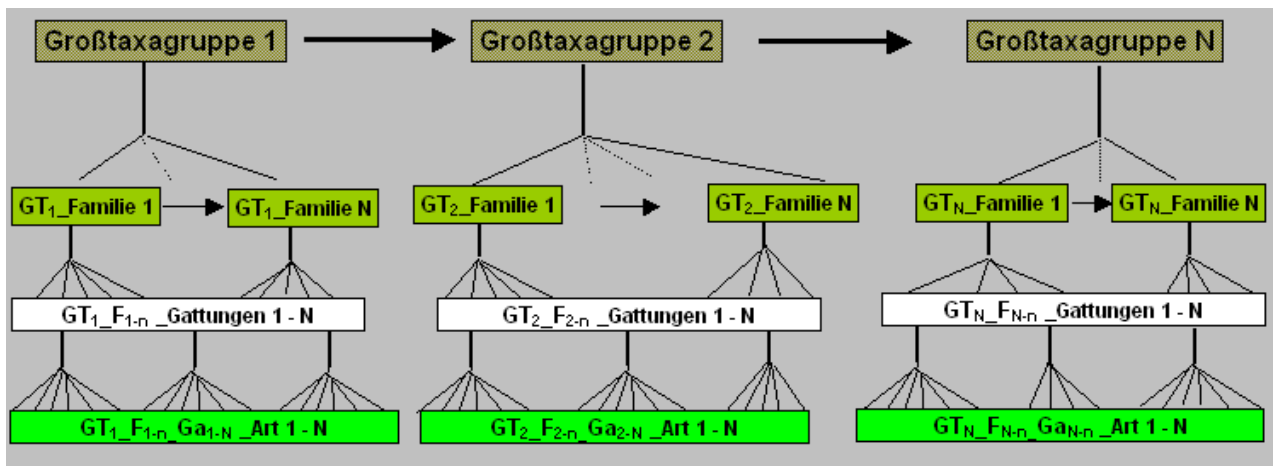


Abb. 39: Taxonomischer Aufbau einer Benthosgemeinschaft, stark schematisiert. Bewertungsebenen farbig hervorgehoben. GT = Großtaxagruppe; F = Familie; Ga = Gattung.

Bewertungsparameter ist die Anzahl der Großtaxagruppen, die Anzahl der Familien innerhalb einer Großtaxagruppe sowie die ‚Anzahl Arten‘ innerhalb einer jeweiligen Familie. Hintergrund ist die Annahme, dass bei hypothetisch gleicher Taxazahl, die eine Messstelle einen besseren ökologischen Zustand signalisiert, wenn sich das vorgefundene Artenspektrum aus mehreren höheren taxonomischen Ebenen rekrutiert, als wenn z.B. alle Arten nur einer Großtaxagruppe angehören. Der Bewertungsmaßstab ist die ‚Struktur‘ der taxonomischen Differenzierung an einer Messstelle, wobei die Referenzstruktur anhand derer der ökologische Zustand gemessen wird, sich aus einer definierten typspezifischen Benthosgemeinschaft ergibt. Die Herleitung dieser Referenzgemeinschaft ist Kap. 8.4.4.1 zu entnehmen.

Der hier gewählte Ansatz bewertet also vorrangig die ‚taxonomische Vollständigkeit‘ (TAV) einer Benthosgemeinschaft und lehnt sich in stark vereinfachter Form und damit im weitesten Sinne an das Konzept der ‚taxonomic distinctness‘ an (Warwick & Clarke 1995; Clarke & Warwick 1999). Auch Meyer et al. (2006) verwenden in ihrem benthosbasierten Bewertungsverfahren ‚MarBit‘ für die Ostsee das Konzept ‚taxonomic distinctness‘ zur Bewertung der Artenvielfalt.

8.4.2.1 Berechnung TAV

Der Parameter taxonomische Vollständigkeit (TAV) wird unter Einbeziehung der Kenngrößen

- (1) \sum Großtaxagruppen (GT), (2) \sum Familien (F), (3) \sum Arten (A), wobei (2) & (3) auf ‚wichtige‘ Großtaxagruppen (GT1 ..GTN s.u. und Kap. 7.4.2) fokussieren

wie folgt berechnet:

Kalkulationsmethode TAV:

$$\mathbf{TAV} = [(\mathbf{TAV}_{(\text{GTges})}) + (\sum \mathbf{TAV}_{(\text{F_A_GT1-GTN})} / \mathbf{N}_{\text{GT1-GTN}}) * 2] / 3$$

wobei

\mathbf{N}_{GT} = Anzahl Großgruppen, \mathbf{NF} = Anzahl Familien, \mathbf{NA} = Anzahl Arten

$$\mathbf{(1) TAV}_{(\text{GTges})} = (\sum \text{GT_Beobachtungswert [BW]} / \sum \text{GT_Erwartungswert [EW]})$$

$$\mathbf{(2) TAV}_{(\text{F_A_GT1})} = 1 - [(\sum \mathbf{NF}_{\text{EW (GT1)}} - \sum \mathbf{NF}_{\text{BW (GT1)}}) + (\sum \mathbf{NA}_{\text{EW (GT1)}} - \sum \mathbf{NA}_{\text{BW (GT1)}})] / \sum (\mathbf{NF}_{\text{EW(GT1)}} + \mathbf{NF}_{\text{BW(GT1)}} + \mathbf{NA}_{\text{EW(GT1)}} + \mathbf{NA}_{\text{BW(GT1)}})$$

$$\mathbf{TAV}_{(\text{F_A_GT2})} = 1 - [(\sum \mathbf{NF}_{\text{EW (GT2)}} - \sum \mathbf{NF}_{\text{BW (GT2)}}) + (\sum \mathbf{NA}_{\text{EW (GT2)}} - \sum \mathbf{NA}_{\text{BW (GT2)}})] / \sum (\mathbf{NF}_{\text{EW(GT2)}} + \mathbf{NF}_{\text{BW(GT2)}} + \mathbf{NA}_{\text{EW(GT2)}} + \mathbf{NA}_{\text{BW(GT2)}})$$

$$\mathbf{TAV}_{(\text{F_A_GTN})} = 1 - [(\sum \mathbf{NF}_{\text{EW (GTN)}} - \sum \mathbf{NF}_{\text{BW (GTN)}}) + (\sum \mathbf{NA}_{\text{EW (GTN)}} - \sum \mathbf{NA}_{\text{BW (GTN)}})] / \sum (\mathbf{NF}_{\text{EW(GTN)}} + \mathbf{NF}_{\text{BW(GTN)}} + \mathbf{NA}_{\text{EW(GTN)}} + \mathbf{NA}_{\text{BW(GTN)}})$$

GT1..GTN = *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Coleoptera*, *Odonata*, *Bivalvia*, *Gastropoda*

TAV wird über den gewichteten Mittelwert der Submetrics ‚Gesamtanzahl der Großtaxagruppen‘ ($\mathbf{TAV}_{(\text{GTges})}$) und Ähnlichkeit der taxonomischen Struktur auf ‚Familien- und Artebene‘ ($\mathbf{TAV}_{(\text{F_A_GT1-GTN})}$) berechnet. Die höhere Gewichtung (1/3 zu 2/3) des zweiten Submetrics erfolgt aufgrund der Tatsache dass es sich hierbei bereits um einen summarischen Wert aus allen Großtaxa der prioritären Gruppe A handelt (s.u.).

Für das erste Submetric ($\mathbf{TAV}_{(\text{GTges})}$) wird die Abweichung eines Beobachtungswertes vom Erwartungswert (Referenz) ermittelt. Das zweite Submetric $\mathbf{TAV}_{(\text{F_A_GT1-GTN})}$, das sich auf die Verteilung von Familien und Arten innerhalb einer GT-Gruppe bezieht, wird über die Ähnlichkeit (Bray-Curtis) des Beobachtungswertes vs. Erwartungswert berechnet. Dieses erfolgt jeweils gruppenspezifisch fokussiert auf ‚wichtige‘ Indikatoren. Der Mittelwert aus den gruppenspezifischen Berechnungen bildet das Ergebnis für $\mathbf{TAV}_{(\text{F_A_GT1-GTN})}$. Die Festlegung ‚wichtiger‘ Indikatorgruppen zur Bestimmung des ökologischen Zustands ist dem folgenden Kapitel 8.4.3 zu entnehmen.

8.4.3 Parameter Sensitivität/Toleranz und Abundanz

Neben der oben beschriebenen Berücksichtigung der Artenvielfalt werden die von der WRRL geforderten Parameter ‚Sensitivität/Toleranz‘ und ‚Abundanz‘ in das Verfahren implementiert. Im Rahmen des hier erarbeiteten Bewertungsansatzes werden beide Parameter miteinander kombiniert. Diese Methodik folgt dabei im Prinzip den Bewertungsverfahren von Bioconsult (2009), Schöll et al. (2005) oder Krieg (2005). Dabei wird der Parameter Sensitivität/Toleranz über die Vergabe von so genannten artspezifischen „Eco-Werten“ abgebildet. Zur Begründung eines solchen methodischen Vorgehens siehe die folgenden Ausführungen.

Ableitung von ‚Eco-Werten‘

Zentraler Aspekt für die Bewertung des Parameters ‚Sensitivität/Toleranz‘ ist ein Indikatorkonzept. Grundlage des hier verfolgten Ansatzes besteht in einer Zuordnung artspezifischer Indikatorwerte. Ähnliche Indikatorkonzepte finden in verschiedenen aktuellen Bewertungsverfahren Anwendung. So basiert z.B. auch der klassische Saprobienindex oder der Fauna-Index (GFI) im aktuellen Bewertungsverfahren Perlopes auf diesem Prinzip (Meier et al. 2006). Dies gilt ebenso für die PTI und AeTV von Schöll et al. (2005) bzw. Krieg (2005). Bereits 1989 wurde von Holm (1989) eine Methode entwickelt den Gewässerzustand über artspezifische Indikatorwerte bewertet. Dieser Ansatz wurde im Grundsatz auch im Rahmen des bereits vorliegenden Ansatzes für tideoffene Marschengewässer berücksichtigt (Bioconsult 2009).

Der Hintergrund bei der Vergabe artspezifischer Wertzahlen ist es über ein ‚Ranking‘ der Taxa deren ökologische Plastizität für eine Bewertung des ökologischen Zustands zu operationalisieren. Ist eine Art gegenüber Habitatveränderungen bzw. Störungen empfindlich bzw. unempfindlich wird sie als ‚sensitiv‘ oder ‚tolerant‘ eingestuft. Bei Bioindikatoren ist vornehmlich an "Indikatorarten s. str." gedacht, also an Zeigerarten, die durch ihr Vorkommen oder Fehlen auf bestimmte Gewässerzustände schließen lassen. Angesichts der komplizierten, vielfach noch gar nicht befriedigend geklärten Vernetzung von Einzelparametern im Ökosystem Fließgewässer und der entsprechend vielschichtigen Wirkung anthropogener Eingriffe, wurde jedoch schon frühzeitig von vornherein auf die Problematik der Anwendung von Indikatorarten verwiesen (Bick 1982, Böttger & Poepperl 1990).

Die meisten Taxa in den Marschengewässern sind, wie oben bereits dargestellt, eher als tolerant einstufen, und dies kann, aufgrund der charakteristischen Habitatbedingungen, als ein spezifisches Merkmal bezeichnet werden. Im Rahmen der Analysen zur benthischen Besiedlung wurde aber auch erkennbar, dass bestimmte Taxagruppen bei (deutlichen) Störungen sensibler reagieren können als andere. Vor diesem Hintergrund werden die ansonsten eher allgemeinen und zunächst wenig spezifischen Begriffe ‚Sensitivität‘ und ‚Toleranz‘ (gegenüber was?) soweit möglich definiert. Folgende Aspekte sind hier als relevant für die Störungsempfindlichkeit bzw. für die Vergabe der artspezifischen Indikatorwerte angesehen worden:

- (mehr oder weniger) ausgeprägte Spezialisierung auf einen Lebensraum/Habitat
- Reaktion auf hydromorphologische Belastungen (soweit belastbar einschätzbar)
- Reaktion auf Stoffbelastungen

Dabei sei angemerkt, dass die hier vorgenommene Indizierung der Arten der Methodik von Schöll et al. (2005) und Krieg (2005) folgt, in dem die Amplitude der Indikatorwerte die Werte 1 (sehr tolerant) – 5 (sensitiv) umfasst (Tab. 22). Die Eco-Klassifizierung bzw. die Sensitivität bzw. Toleranz der Taxa erfolgte

dabei vor dem Hintergrund des Gewässertyps nicht tideoffene Marschengewässer. Die Spreizung zwischen sehr tolerant und sensitiv ist daher möglicherweise nicht so stark wie in einer Gemeinschaft der meisten Fließgewässertypen.

Tab. 22: Zuordnung der Indikatorwerte 1- 5 nach Sensitivität und Toleranz und Verteilung der im ‚Artenpool‘ (alle Gruppen) vorhandenen Taxa auf die Ecowert-Klassen.

Kategorien	Anspruch an Habitatbedingungen Typ: tidegeschlossene Marschengewässer	Anzahl im Taxapool Datengrundlage: 1950 - 2011
Eco-Wert 1	sehr hohe ökol. Plastizität, sehr tolerant	247
Eco-Wert 2	hohe ökol. Plastizität, tolerant	277
Eco-Wert 3	mäßige ökol. Plastizität	171
Eco-Wert 4	geringere ökol. Plastizität, sensitiver	51
Eco-Wert 5	geringe ökol. Plastizität, sensitiv	9
Eco-Wert 0	keine Einstufung	84

Die hier durchgeführte Zuordnung von Indikatorwerten zu den Arten/Taxa orientiert sich dabei weitgehend auf bereits bestehenden Klassifikationen (u.a. Krieg 2005, Schöll 2005, Claus et al. 1994, Holm 1989, Illies 1978), wobei z.T. Modifikationen hinsichtlich des zu bewertenden Gewässertyps Marschengewässer erforderlich waren (s.o.). Letztere begründen sich durch Experteneinschätzungen u.a. der beteiligten Fachbehörden. Vorschläge zur Einstufung von Dipterataxa wurden - soweit möglich - freundlicherweise auch durch Experten der Universität Oldenburg gemacht (AG Gewässerökologie und Naturschutz - Ellen Kiel) oder basieren auf Angaben zur Ökologie nach Moller-Pillot (2009). Für Diptera-Taxa für die keine expertenbasierte Einstufung zur Verfügung stand, wurde z.T. ein vorläufiger Eco-Wert von 1 (sehr tolerant) definiert. Dies erfolgte unter der Annahme, dass die in den Marschengewässern vorkommenden Diptera sehr wahrscheinlich generell wenig anspruchsvoll gegenüber Habitatbedingungen sind. Aus dem Anhang 1 lassen sich die Indikatorwerte für die Arten im Detail entnehmen.

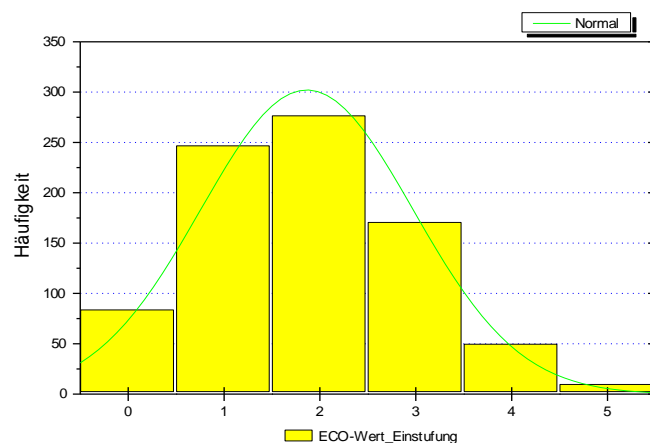


Abb. 40: Häufigkeitsverteilung der Eco-Wert-Kategorien bezogen auf das dokumentierte Gesamtspektrum der Wirbellosentaxa in nicht tideoffenen Marschengewässern (Datenquellen: BOG-NLWKN, SBUVE HB, BSU HH, LLUR SH, Literaturdaten; Zeitraum 1950 – 2011; alle Gruppen, inkl. Diptera, Oligochaeta). Zur Beschreibung der Ecowert-Kat s. Tab. 22.

Von den insgesamt ca. 840 Taxa des ‚Artenpools‘ wurden für 84 Taxa keine Indikatorwerte vergeben (Abb. 40). Hierbei handelte es sich um Arten, deren Ökologie unzureichend bekannt oder um höhere Taxaebenen, die nicht ausreichend aufgeschlüsselt sind. Wie bereits oben beschrieben, sind die Marschengewässer zum

großen Teil durch Arten besiedelt, die gegenüber ihren Habitatsprüchen als weniger anspruchsvoll betrachtet werden können. Dies spiegelt sich auch in der Häufigkeitsverteilung der Ecowerte auf die differenzierten Kategorien wider. So entfallen auf die Ecowert-Kategorien 1 & 2 („toleranter“) etwa 62 % der Taxa. 20% wurden als mäßig sensitiv klassifiziert und nur 7% entfallen auf die Kategorien 4 & 5 („sensitiver“, Abb. 40).

Die Eco-Werte werden analog Schöll et al. (2005) oder Krieg (2005) wie folgt durch Multiplikation durch einem Indikatorwert (G) gewichtet:

mit $G_i = 2^{(5-W_i)}$ wobei $W_i = (6 - Eco) [Eco-Wert]$; $G_i = 2^{(5-W_i)}$ (Indikatorgewicht)

Dadurch erfolgt eine größere Spreizung der Eco-Werte, so dass Charakterarten mit sehr starker Bindung (stenöke bzw. sensitive Arten) im Vergleich zu euryöken bzw. toleranten Arten für die Bewertung eine höhere Bedeutung bekommen. Nach Gewichtung ergibt sich folgende Abstufung:

EcoWert = 1	gewichtet = 1	durch	$W_i = 6-1 = 5; G_{Eco1} = 2^{(5-5)} = 2^0 = 1$
EcoWert = 2	gewichtet = 2	durch	$W_i = 6-2 = 4; G_{Eco2} = 2^{(5-4)} = 2^1 = 2$
EcoWert = 3	gewichtet = 4	durch	$W_i = 6-3 = 3; G_{Eco3} = 2^{(5-3)} = 2^2 = 4$
EcoWert = 4	gewichtet = 8	durch	$W_i = 6-4 = 2; G_{Eco4} = 2^{(5-2)} = 2^3 = 8$
EcoWert = 5	gewichtet = 16	durch	$W_i = 6-5 = 1; G_{Eco5} = 2^{(5-1)} = 2^4 = 16$

Festlegung wichtiger Indikatorgruppen

Die durchgeführte Datenanalyse (Kap. 5) sowie weitere Informationen aus u.a. Claus et al. 1994, Witt 1995, Focke & Kiel 2008 liefern gewisse Hinweise darauf, das Vorkommen und Häufigkeit bestimmter Arten bzw. Artengemeinschaften von den Habitatstrukturen und auch durch bestehende anthropogene Einflussfaktoren (Nutzungsintensität, Habitatausstattung, Stoffbelastung) beeinflusst werden können. In gut strukturierten Gewässern (Vegetation, Uferzonen) ist i.d.R. eine deutlich höhere taxonomische Vielfalt zu erwarten, bei sehr strukturarmen Gewässern ist dagegen ein Ausfall von Arten oder sogar Artengruppen nicht auszuschließen. Meyer (1992) konnte in Gewässern, die weniger intensiv genutzt wurden eine sensitivere Makrozoobenthosfauna ermitteln als in intensiv genutzten. Auch Zenker et al. (2006) fokussierten für die Bewertung stehender Gewässer des Tieflandes auf „empfindliche“ Taxa (u.a. aus den Gruppen der Eintagsfliegen, Köcherfliegen und Odonata) sowie auf die Zusammensetzung der Fauna (funktionelle Gruppen). Für Bewertung von Flusseen wird auch die Gruppe der Chironomidae als Belastungsindikator diskutiert (Miler et al. 2010).

Es deutet sich an, dass „sensitivere Taxa“ sich v.a. aus solchen Ordnungen rekrutieren, die aufgrund an strukturgebende Faktoren höhere Ansprüche stellen. So wirkt sich für die Marschengewässer u.a. ein nur spärlich ausgeprägter Unterwasserpflanzenbewuchs, der bei guter Ausprägung verschiedene ökologische Funktionen (Fortpflanzungshabitat, Nahrungshabitat, Versteckmöglichkeit vor Fressfeinden etc.) übernehmen kann nachteilig auf die Präsenz von Libellen, Köcherfliegen und in gewissem Maße auch auf verschiedene Eintagsfliegenarten aus. Dies trifft auch für die Schneckenfauna zu, die als Weidegänger auf ein geeignetes Besiedlungssubstrat angewiesen sind. Eine Reihe von Arten aus den zuvor genannten Gruppen sind als Besiedler weniger gestörter Lebensräume zu klassifizieren. Eine solche Einschätzung wird durch Ergebnisse von Claus et al. (1994) unterstützt. So rekrutierten sich die im Sinne der Autoren anspruchsvolleren und bemerkenswerten (selteneren) Arten ganz überwiegend aus den Gruppen der Coleoptera, Trichoptera, Odonata, Ephemeroptera und Molluska. So entfielen 79 % der als anspruchsvoller klassifizierten Arten auf

diese Gruppen, ergänzt durch einzelne Crustacea, Turbellaria, Hirudinea und Heteroptera (Claus et al. 1994).

Vor dem Hintergrund der Indikatorwerte, die entsprechende Hinweise auf Sensitivität bzw. Toleranz geben, wurde es daher als sinnvoll erachtet bei der Bewertung auf solche Gruppen zu fokussieren, die durch einen hohen Anteil „sensitiverer“ Arten charakterisiert sind. Kriterium war in diesem Zusammenhang die Verteilung der Arten (innerhalb einer Großtaxagruppe) auf die Indikationswerte 0 (keine Indikation möglich), 1 (sehr tolerant) – 5 (sehr sensitiv). Abb. 41 zeigt das Ergebnis für verschiedene Großtaxagruppen.

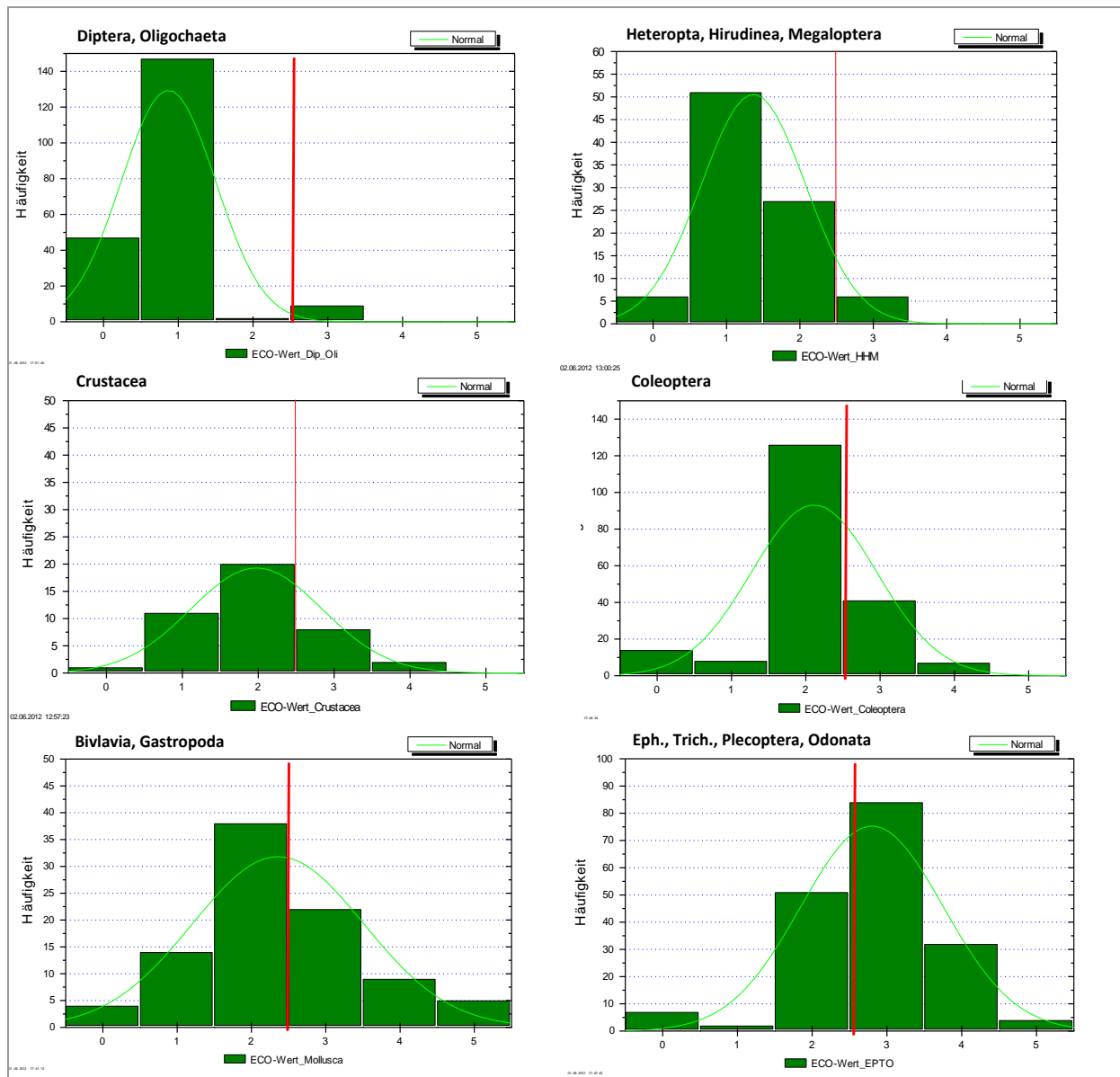


Abb. 41: Häufigkeitsverteilung nach Indikatorwerten (1 – 5), differenziert nach Großtaxagruppen.

Dabei wurden solche Gruppen als besonders wichtig für die Bewertung erachtet, die durch einen höheren Anteil von sensitiveren Taxa (Ecowerte ≥ 3) vertreten sind und einen möglichst geringen Anteil an derzeit

nicht eingestuften Arten (Indikatorklasse 0) aufweisen. Dies wird durch die („linksschiefe“) Verteilung der Ecowert-Klassen verdeutlicht, d.h. der Verteilungsgipfel liegt bei ≥ 2 und Mittelwert aus $N_{\text{Eco}1,3,4,5} \geq 2,5$ liegt (Abb. 41). Dies ist für folgende Gruppen der Fall:

- Gruppe A (prioritär): Trichoptera, Odonata, Ephemeroptera (eingeschränkt da generell nur geringe Taxazahl im Subtyp „Marsch“), (Plecoptera, nur für Subtyp „Geestnähe“), Bivalvia sowie Gastropoda, eingeschränkt können auch Coleoptera zu dieser Gruppe gerechnet werden

Diese Gruppen sind für beide hier differenzierten Subtypen der nicht tideoffenen Marschengewässer bewertungsrelevant. Wobei als „Sonderaspekt“ für den Subtyp „Geestnähe“ insbesondere die Fließgewässerkomponente der EPT-Fauna für die Bewertung eine besondere Rolle spielt.

Gruppe B (2. Priorität, mäßige Relevanz): Crustacea, Turbellaria. Obwohl der Modalwert der Crustacea ähnlich der Coleoptera bei 2 liegt, werden die Crustacea dennoch in die Gruppe B eingestuft, da der Mittelwert aus $N_{\text{Eco}1,3,4,5}$ unter 2,5 liegt.

Andere Artengruppen sind durch Taxa gekennzeichnet, die zu einem größeren Anteil als toleranter gegenüber den Habitatbedingungen angesehen werden oder für die aufgrund eines noch begrenzten Wissensstands im Hinblick auf ökologische Ansprüche keine Einstufung erfolgt ist. Die Häufigkeitsverteilung dieser Arten ist daher eher „rechtsschief“ (Abb. 41), d.h. der modale Eco-Wert liegt < 2 .

Hierzu gehören:

- Gruppe C (3. Priorität): Heteroptera, Hirudinea, Megaloptera
- Gruppe D (derzeit nicht bewertungsrelevant): Diptera, Oligochaeta

Die differenzierten Gruppen (A - C) haben also im Rahmen der Bewertung eine unterschiedliche Bedeutung für die Indikation des ökologischen Zustands. So kann bei klaren Defiziten der Gruppe A, der gute ökologische Zustand nicht mehr erreicht werden. Gruppe B (und Gruppe C), kann selbst bei Realisierung der für sie spezifischen Referenzwerte nicht allein zur Bewertungsklasse „gut“ führen.

Unter bestimmten Bedingungen können die Befunde der Gruppen B/C aber zu einer Aufwertung des Gesamtergebnisses führen. Dies ist der Fall, wenn über Gruppe A ein nur „unbefriedigender“ oder „schlechter“ Zustand indiziert wird, aber der Parameter Sensitivität/Toleranz die Klasse „gut“ für wenigstens zwei oder „sehr gut“ für eine der Taxagruppen aus B/C erreicht. Zur genauen Berechnung des Parameters Sensitivität/Toleranz siehe weiter unten.

Abb. 42 zeigt eine zusammenfassende Übersicht über Festlegung der Großtaxagruppen hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Bewertung. Die prioritäre Gruppe 1 ist in die Untergruppen Insecta (1 a) und Molluska (1 b) differenziert. Diese Unterteilung ist allerdings für den Bewertungsprozess nicht relevant, sondern hat lediglich nachrichtlichen Charakter. So lassen sich aus den Teilergebnissen Hinweise ableiten, welche Gruppen unterrepräsentiert bzw. gut vertreten sind.

Großtaxa	prioritär	hohe Relevanz zur Erreichung des GÖP
Ephemeroptera	x	Gruppe 1a (Ergebnis Modul Eco/Abundanz gewichtet durch Faktor 2)
Trichoptera	x	
Coleoptera	x	
Odonata	x	
Bivalvia	x	Gruppe 1b (Ergebnis Modul Eco/Abundanz gewichtet durch Faktor 2)
Gastropoda	x	
2. Priorität		mäßige Relevanz zur Erreichung GÖP
Crustacea	x	Gruppe 2 (Ergebnis Modul Eco/Abundanz gewichtet durch Faktor 1,5)
Turbellaria	x	
3. Priorität		geringe Relevanz, graduell
Heteroptera	x	Gruppe 3 (Ergebnis Modul Eco/Abundanz , untergeordnetes Gewicht)
Hirudinea	x	
Megaloptera	x	
4. Priorität		nicht relevant zur Erreichung des GÖP
Diptera	x	Gruppe 4 (Aufwertung des Gesamtergebnisses auf mäßig möglich)
Oligochaeta	x	

Abb. 42: Priorisierung von Großtaxagruppen im Hinblick auf ihre Bewertungsrelevanz für nicht tideoffene Marschgewässertypen.
EPT = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera.

Abundanz

Die Einbindung des Parameters Abundanz in die Bewertung ist nicht ohne weiteres und nur mit Einschränkung möglich. Historische oder rezente Daten aus Referenzgewässern aus denen Referenzwerte im Hinblick auf die artspezifische Besiedlungsdichte stehen nicht zur Verfügung.

Da aber auch die Individuendichte u.E. gewisse Rückschlüsse auf den Zustand eines Lebensraumes ermöglicht, wurden die Abundanzwerte aus der rezenten Untersuchung zur Ableitung der Referenz herangezogen. Wie bereits in Kap. 2.3 dargestellt sind die Benthosabundanzen ganz unterschiedlich dokumentiert worden. Um diese mit tatsächlichen Individuenzahlen vergleichen zu können, wurden wie in Kap. 5.2. bereits beschrieben die Abundanzklassen ‚rücktransformiert‘ (Ind. = Mittelwert einer jeweiligen Schätzklasse).

Definition der artspezifischen Referenzabundanz:

$Abundanz_{Art,i} = LOG(0.95 - 0.99\text{-Quantil der Messwerte } 1 - N)$, wenn aber $0.95 - 0.99\text{-Quantil} = 0$, dann auf artspezifische Referenzabundanz (vorläufig) als 3 Ind. CpUE definiert.

Die 0.95 – 0.99 Quantile wurden gewählt, um den Einfluss von möglichen einzelnen Ausreißerwerte auf die Ermittlung der Referenzabundanz auszuschließen.

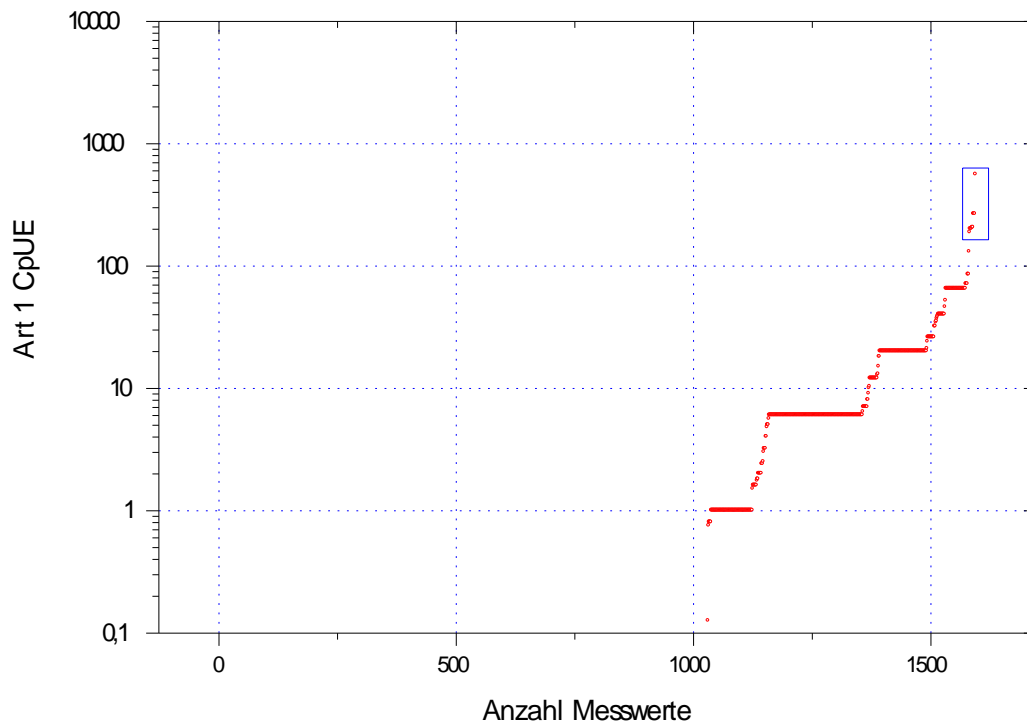


Abb. 43: Beispielhafte Darstellung zur Festlegung der Referenzabundanz einer bewertungsrelevanten Makrozoobenthosart in nicht tideoffenen Marschengewässern. Fangzahlen Cpue aufsteigend. Blaue markierte Bereich 0.95 - 0.99 Quantil

Die Berücksichtigung der ‚Abundanz‘ als Bewertungsparameter erfolgt indirekt über eine abundanzbasierte Gewichtung der artspezifischen Ecowerte. Um der o.g. sehr heterogenen Datenlage Rechnung zu tragen wurden folgenden Schritte zur Implementierung als sinnvoll erachtet: Zunächst wurde für jede Art der dokumentierte Maximalwert als Referenzrichtwert („Ind./CpUE“) definiert. Der jeweilige artspezifische Maximalwert ist log-transformiert worden; auch die Fangzahlen der Probe müssen log-transformiert werden. Zur weiteren Abpufferung methodisch bedingter Unterschiede der zugrunde liegenden heterogenen Daten sind in einem nächsten Schritt die artspezifischen log-transformierten Abundanzdaten über 20%-Quantile in 5 Klassen untergliedert worden. Der Vergleich von Beobachtungswert vs. Referenzwert erfolgt dann letztlich auf der Ebenen der Quantil-Klassen. Das heißt, alle die Werte, die sich in das oberste Quantil (80 % - 100%) von log-Max einordnen, werden nicht als Abweichung vom Referenzwert definiert. Liegt der Abundanzwert der Probe im Bereich des zweiten Quantils (60 – 80%), führt dies zu einer Gewichtung des entsprechenden Ecowerte mit dem Faktor 0,8. Liegt der Abundanzwert im untersten Quantil, wird der artspezifische Ecowert mit Faktor 0,2 gewichtet. Falls also eine Art im Vergleich zum Referenzwert in deutlich geringerer Individuenzahl erfasst wird, führt dies zu einer Verringerung des artspezifischen Ecowerte.

Die Berechnung des Abundanzfaktors erfolgt aus:

Abundanzfaktor Referenz: Ai_{Ref} und

Abundanzfaktor Beobachtungswert (Probe): Ai_{BW}

wobei $Ai_{Ref} = 1$

und $Ai_{BW} = \text{Quotient (Q) von } LOG_Abundanz_{BW} / LOG_Abundanz_{REF}$, dabei ist

$Ai = 1$ wenn $Q > 0,8 - 1$ oder **wenn $Q > 1$** ; $Ai = 0,8$ wenn $Q > 0,6 - 0,8$;; $Ai = 0,2$ wenn $Q \leq 0,2$

$LOG_Abundanz_{ref}$ = Wert des Taxon i im Artenpool

$LOG_Abundanz_{BW}$ = Abundanzwert des Taxon i in der Probe

! Hinweis: Mit dem oben gewählten Ansatz zur Implementierung des Parameters Abundanz, würden ggf. Massenentwicklungen sehr toleranter Spezies nicht identifiziert, da $Ai = 1$ wenn $Q > 1$ (s.o.). Massenentwicklungen könnten ein Hinweis auf Störungen sein. Somit bestünde die Möglichkeit, dass eine solche Entwicklung über die Bewertung nicht entsprechend reflektiert würde. Eine damit verbundene entsprechende Fehlklassifikation wäre u.E. aber nur hypothetisch denkbar, da (falls der Indikatoransatz nicht grundsätzlich in Frage zu stellen ist) mit hoher Wahrscheinlichkeit eine störungsbedingte Massenentwicklung sehr toleranter Arten gleichzeitig mit Defiziten bei den sensitiven Arten einhergehen müsste und hierüber die formale Indikation bereits abgedeckt sein sollte.

Berechnung Sensitivität/Toleranz/Abundanz (ECO)

Aus der Ermittlung der Teilgrößen ‚Sensitivität/Toleranz‘ und des ‚Abundanzfaktors‘ ergibt sich folgende Berechnung des Parameters:

(1) $ECO\ TG_{i-Pr} = \sum (Ecowert\ TG_{Tax_i_Pr} \times Ai)$;

(2) $ECO_{ges}^* = ((ECO\ TG_{i-Pr} / ECO\ TG_{i-Ref}) + .. + (ECO\ TG_{N-Pr} / ECO\ TG_{N-Ref})) / NTG$

*= differenziert nach Taxagruppen A – C (s.o.).

$Ecowert\ TG_{Tax_i_Pr}$ = Ecowert des Taxons_i in der Probe

Ai = Abundanzwert des Taxons_i in der Probe

$ECO\ TG$ = Summe der gewichteten Ecowerte einer Taxagruppe.

8.4.4 Gesamtbewertung

Für die Gesamtbewertung des ökologischen Potenzials werden die Parameter ‚Taxonomische Vollständigkeit‘ (TAV) und ‚Sensitivität/Toleranz/Abundanz‘ (ECO_{ges}) in einfacher Weise wie folgt zusammengeführt:

$$ECO_TOM = (\sum ECOEPTCOBG^* + TAV^*)/2$$

** fokussiert auf die Großtaxagruppen der Gruppe A mit einer internen Höhergewichtung der EPT-Fauna (Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera_nur im Subtyp „Geest“)*

Die Bewertung erfolgt im vorliegenden Ansatz nahezu ausschließlich über eine Defizitbetrachtung unter der Annahme, dass die als sensitiv klassifizierten Arten eine signifikante Veränderung ihres Lebensraumes durch einen deutlichen Arten- und Individuenrückgang widerspiegeln. Sowohl ein hypothetisches Fehlen als auch eine starke Präsenz toleranter Spezies wird im Verfahren nicht negativ bewertet, wenn gleichzeitig die sensitiveren Taxa vorhanden sind. Diesbezüglich lassen sich generelle Szenarien unterscheiden:

- das höchste ökologische Potenzial wird erreicht, wenn eine höhere Anzahl sensibler Taxa vorhanden und die taxonomische Diversität (alle Großtaxa vertreten) sehr hoch ist.
- das gute ökologische Potenzial wird erreicht, wenn eine Anzahl sensibler und zahlreiche mäßig sensitive Spezies vorhanden sind und die taxonomische Diversität hoch ist.
- das gute ökologische Potenzial kann auch über eine hohe Anzahl nur mäßig sensibler und wenige sensitive Taxa erreicht werden, wenn gleichzeitig die taxonomische Diversität hoch ist. (Dies trägt dem Aspekt Rechnung, dass die nicht tideoffenen Marschengewässer auch natürlicherweise durch unterschiedliche Rahmenbedingungen geprägt sein können).
- wenn innerhalb der Großtaxagruppe A eine der Subgruppen ‚EPT‘ (Eintags-, Stein-, Köcherfliegen), ‚CO‘ (Coleoptera, Odonata) oder ‚BG‘ (Bivalvia, Gastropoda) die Referenzbedingungen des ECO_Wertes (>0,8 = sehr gut) erreicht, wird ein ansonsten ‚mäßiges‘ Ergebnis in die Zustandsklasse ‚gut‘ aufgewertet.

Wie oben bereits angesprochen, haben die Bewertungsgruppen B und C für die Klassifikation des ökologischen Potenzials eine untergeordnetere Bedeutung. Über ‚wenn-dann‘-Funktionen können sie Einfluss auf das Ergebnis haben. Allerdings ist auch bei einer starken Präsenz von Arten der Gruppen B und C keine Abwertung verbunden, da alle im Artenpool vorhandenen Taxa zum potenziellen Fauneninventar gehören (s.o.). Insofern können auch tolerante Spezies zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials einen Beitrag leisten. Folgende ‚wenn-dann-Funktionen‘ führen unter Berücksichtigung der Gruppen B und C zu einer Aufwertung:

- Wenn innerhalb der Gruppen B & C ein Großtaxa den Referenzbedingungen ‚gut‘ oder besser entspricht, wird bei einem ansonsten schlechten oder unbefriedigenden Ergebnis in die Qualitätsklasse ‚mäßig‘ aufgewertet.
- Wenn innerhalb der Gruppen B & C ein Großtaxa den Referenzbedingungen ‚mäßig‘ entspricht, wird bei einem ansonsten schlechten Ergebnis in die Zustandsklasse ‚unbefriedigend‘ aufgewertet.
- Wenn die Großtaxa Diptera, Oligochaeta und sonstige wenigstens den Bedingungen für einen ‚mäßigen ökologischen Potenzial‘ entsprechen, kann bei einem ansonsten unbefriedigenden Ergebnis in die Zustandsklasse ‚mäßig‘ aufgewertet werden

Weitere gruppenübergreifende ‚wenn-dann-Funktionen‘ können zu einer Aufwertung des Gesamtergebnisses führen:

- Wenn mehr als 80% aller Indikatororganismen der Ekoklasse 5 im Vergleich zum Referenzwert (zur Festlegung des Referenzwertes s.u. Kap. 7.4.4.1) präsent sind, kann bei einem ansonsten mäßigen Ergebnis das Gesamtergebnis auf ‚gut‘ aufgewertet werden.
- Wenn mehr als 90% aller Indikatororganismen der Ekoklasse 4 im Vergleich zum Referenzwert präsent sind, kann bei einem ansonsten mäßigen Ergebnis das Gesamtergebnis auf ‚gut‘ aufgewertet werden.
- Wenn >95 % aller Indikatororganismen der Ekoklasse 3 im Vergleich zum Referenzwert präsent sind, kann bei einem ansonsten mäßigen Ergebnis das Gesamtergebnis auf ‚gut‘ aufgewertet werden.

Funktionelle Messgrößen

Neben den o.g. Messgrößen (TAV, ECO-Wert) werden funktionelle Metrics wie z.B. Ernährungstyp, Bewegungstyp analysiert aber nicht direkt zur Bemessung des ökologischen Potenzials herangezogen. Die Berücksichtigung der Metrics taxonomische Vielfalt und Eco-Wert-Verteilung erfolgt auf der Ebene der Großtaxagruppen. Die als besonders bewertungsrelevant betrachteten Gruppen integrieren bereits eine bestimmte Verteilung verschiedener Ernährungs- oder Bewegungstypen. Durch eine nicht ausreichende Repräsentanz oder das Fehlen bestimmter Großtaxa würde die Gemeinschaft nicht mehr dem Referenzmaßstab entsprechen, so dass die Einbeziehung von Metrics auf der funktionellen Ebene hier nicht zwingend erforderlich erscheint.

In der Bewertung wird jedoch die Struktur der Benthosgemeinschaft in Bezug auf Habitattyp (Strömung) und Ernährungstyp dargestellt und die Abweichung (A %) im Vergleich zur Referenzgemeinschaft berechnet:

$$A \% = \Sigma(\text{Min\%-Anteil Gruppe}_{1-n}) \text{ aus Referenzwerten vs. Probe.}$$

Unter bestimmten Rahmenbedingungen (EQR-Wert knapp unter der nächst höheren Bewertungsklasse) werden die Parameter jedoch als Gewichtung herangezogen und können ggf. ein Ergebnis aufwerten (wenn Abweichung zur Referenzgemeinschaft $\leq 40\%$).

8.4.4.1 Festlegung des Bewertungsmaßstabs

Definition der Referenzgemeinschaft

Die Referenzgemeinschaft wurde auf der Grundlage der vorliegenden Daten/Literatur sowie über ein Expert-judgement (vgl. Steckbrief) hergeleitet und berücksichtigt darüber hinaus Experteneinschätzungen von Claus et al. (1994), Witt & Haesloop (2001), Schwahn (2008) und Haesloop (2008) sowie Speth & Brinkmann (2003), die Hinweise Referenzzönose/Besiedlungspotenzial für Marschengewässer erstellt haben. Letztere bezieht sich z.T. auch auf die oberen Abschnitte nicht tideoffener Marschengewässer (also vornehmlich auf den Subtyp „Geestnähe“).

Die Herleitung einer Referenzgemeinschaft erfolgte v.a. unter der Annahme gut ausgeprägter Habitatbedingungen (vgl. Steckbrief Kap. 8.3) und der unter diesen Bedingungen zu erwartenden Benthosgemeinschaft. Von Bedeutung für die Zusammensetzung einer Benthosgemeinschaft sind folgende Kenngrößen:

- Habitats mit unterschiedlichen Strömungsbedingungen (unregelmäßig - stehend, gering)
- Habitats mit unterschiedlichen geogenen Substraten (Feinkorn, gröbere Sedimente)
- Habitats mit biogenen Substraten (Makrophyten)
- Sedimente lagestabil (bei ausgeprägter Strömung)

Nicht unmittelbar einbezogen wurden die Faktoren „Gewässerunterhaltung“ und „Nutzung des Umlandes“. Beide Faktoren können die Struktur der benthischen Gemeinschaft wesentlich beeinflussen und damit das Besiedlungspotenzial „bestimmen“. Hinsichtlich des Wirkfaktors „Unterhaltung“ spielt die Intensität (Häufigkeit, technische Durchführung) eine Rolle. Die Benthosgemeinschaft wird dabei direkt (Austrag durch Unterhaltung) oder indirekt durch Veränderung der Habitatbedingungen (Reduzierung der Makrophytendichte, Veränderungen der Sohl- und Uferstruktur, Veränderung physiko-chemischer Parameter etc.) betroffen. Wie bereits oben angeführt, sind generelle Auswirkungen der Gewässerunterhaltung auf aquatische Lebensgemeinschaften bereits 1992 durch DVWK in einer zusammenfassenden Übersicht zusammengestellt worden (DVWK 1992). Die Umlandnutzung kann ebenfalls die Habitatausprägung (z.B. Eutrophierung, Schadstoffeinträge) und damit auch die faunistische Besiedlung beeinflussen. Ein wesentlicher Aspekt ist in diesem Zusammenhang z.B. die landwirtschaftliche Nutzungsform (z.B. Acker, Grünland, Ostbau). So wurde z.B. von Meyer (1993) oder Witt (1995) der Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzungsform und -intensität auf die Fauna von Marschengraben dargestellt. Direkte Folgen einer intensiven Gewässerunterhaltung entsprechen aber einer massiven Störung der Populationen. Entsprechend geprägte Gewässer zeichnen sich vermutlich durch ein Arteninventar aus, dass kurze Entwicklungszeiten besitzt (bi- bis plurivoltin) oder hohe Mobilität (z.B. Heteroptera und Coleoptera) und entsprechend schnelle Wiederbesiedlung aufweist. Hinweise auf eine schonende Unterhaltung oder Unterhaltung mit mehrjährigen Intervallen können Arten mit langen Entwicklungszeiten und geringer Mobilität liefern (z.B. Großlibellen und Großmuscheln).

Aus zwei Gründen wurden diese Wirkfaktoren jedoch nicht in die Referenzbetrachtung mit einbezogen:

- Für den Betrachtungsraum lagen keine detaillierten Daten zur Unterhaltungspraxis oder landwirtschaftlich Nutzungsform, -intensität des Umlandes vor, aus denen z.B. Belastungsgruppen mit spezifischen Referenzgemeinschaften belastbar ableitbar gewesen wären.
- Die Referenzgemeinschaft wurde weitgehend aus dem vorliegenden Datensatz (Taxapool) abgeleitet. Diese Daten bzw. die festgestellte faunistische Besiedlung integrieren bereits die o.g. Faktoren, wobei allerdings von kumulativen Wirkungen auszugehen ist. Letztlich handelt es sich bei beiden Aspekten um Beeinträchtigungsfaktoren, deren Wirkung im Rahmen einer Maßnahmenplanung (in gewissen Grenzen) reduziert werden kann, falls Handlungsbedarf im Sinne der WRRL für ein Gewässer festgestellt wird.

Vor diesem Hintergrund wurden Referenzgemeinschaften für die Subtypen „MG_Marsch“ und „MG-Geestnähe“ hergeleitet. Wasser- und Teichläufer, Schmetterlinge, Wasserspinnen und weitere Gruppen wie Naididae oder Ostracoda, die in den Datensätzen z.T. enthalten sind, blieben ebenfalls unberücksichtigt, da

sie nicht zum Makrozoobenthos im engeren Sinne gerechnet werden. Berücksichtigt wurden alle übrigen Taxagruppen der in den Marschengewässern festgestellten Großgruppen, eine Ausnahme machten dabei Aufwuchsorganismen wie Byozoa, Hydrozoa und Porifera. Spezies dieser Gruppen sind nicht regelmäßig und in vergleichbarer taxonomischer Tiefenschärfe bearbeitet worden. Für die Definition des höchsten Potenzials ist v.a. auf Arten fokussiert worden, die durch einen höheren Eco-Wert gekennzeichnet sind. Die Auswahlkriterien für eine Berücksichtigung bei der Referenzfindung war eine Stetigkeit von $>2\%$ ($N = 2.127$) und/oder eine maximale Häufigkeit von >5 Ind./Cpue im Betrachtungsraum. Als Referenzabundanz (Ind./Cpue) wurden die 0.95 – 0.99 Quantile aus allen vorliegenden Fängen definiert ($N = 2.127$, vgl. Kap. 8.4.3). Da der Faktor „Abundanz“ einer großen Unsicherheit (erfassungsmethodisch, Variabilität etc.) unterliegt, geht dieser Parameter nur untergeordnet in den Bewertungsvorgang ein. Die Abundanz gewichtet den ECO-Wert einer jeweiligen Art dabei wie folgt: bei Realisierung der artspezifisch definierten Abundanz-Referenzkategorie geht der ECO-Wert unverändert in die Bewertung ein. Falls die Abundanz deutlich vom Definierten Referenzwert nach unten abweicht wird der ECO-Wert entsprechend verringert. Eine Aufwertung des jeweiligen EQR-Wertes bei höherer Abundanz erfolgt dagegen nicht.

Der Umfang der Referenztaxaliste richtet sich zwangsläufig nach der Untersuchungsintensität. Der Parameter Taxazahl ist (bis einem „Sättigungspunkt“) dabei eng korreliert mit der Anzahl der Probenahmen. Der Umfang der Referenztaxa orientierte sich hier an den Maxima der Taxazahlen/Beprobung, die im Rahmen der vorliegenden Daten dokumentiert sind (Abb. 44). Wir gehen also zunächst davon aus, dass die hier zugrunde gelegte Anzahl an Referenztaxa mittels einer geeigneten Erfassungsmethodik mit 1 Untersuchung/Jahr abgebildet werden könnte.

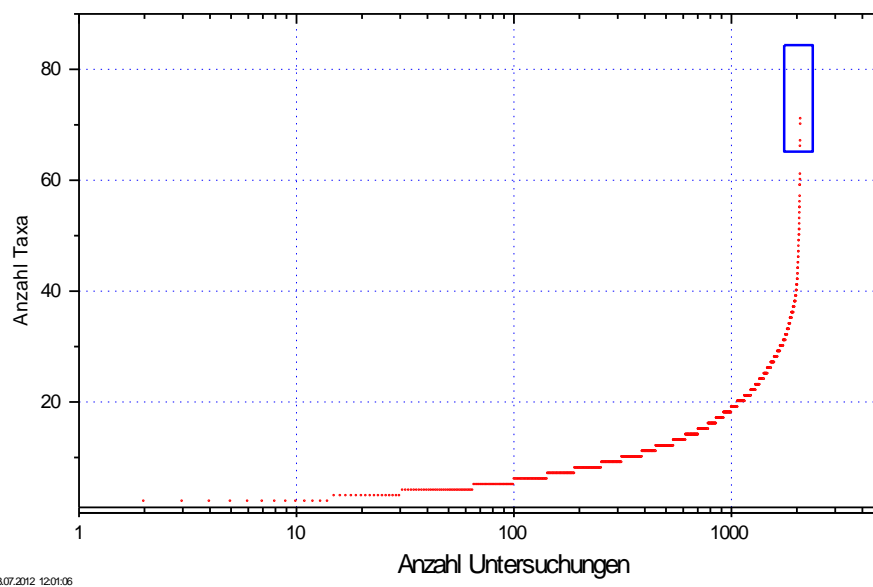


Abb. 44: Spannweite der Taxazahl/Beprobung in Marschengewässern (Niedersachsen, Bremen, Hamburg, Schleswig-Holstein, $N_{\text{ges}} = 2.127$ Datenreihen, 1980 – 2011).

Subtyp „MG-Marschen“

Die Referenzkennwerte leiten sich für den Subtyp „MG-Marschen“ aus insgesamt 2.127 Beprobungen niedersächsischer, bremischer, hamburgischer und schleswig-holsteinischer Marschengewässer aus dem Zeitraum 1980 - 2011 ab. Sehr seltene Arten, die nur in Einzelnachweisen dokumentiert sind, wurden i.d.R. nicht für die Referenzfindung einbezogen. Diesbezügliche Ausnahmen machten wenige Arten wie z.B. der Wasserkäfer *Hydrophilus piceus* oder die Köcherfliege *Hagenella clathrata*, die nach Experteneinschätzung zum höchsten Potenzial für den Subtyp „MG-Marschen“ hinzugerechnet werden sollten. Es sei allerdings hier angemerkt, dass die Präsenz dieser Taxa nicht zwingend zur Erreichung des höchsten/guten Potenzial erforderlich ist, bzw. ist mit einem (hypothetisch) festgestellten Vorkommen solcher Arten bei einer ansonsten aber arten- und individuenarmen Fauna führt nicht automatisch ein gutes Potenzial realisiert.

Insgesamt sind auf der o.g. Grundlage ca. 83 Taxa für die Referenzgemeinschaft ausgewählt worden. Tab. 23 gibt eine Übersicht über eine mögliche Zusammensetzung einer Benthosgemeinschaft, die das höchste ökologische Potenzial nicht tideoffener Marschengewässer repräsentiert. Dabei ist zu beachten, dass die aufgeführten Taxa jeweils ihre Gruppe repräsentieren, eine andere Artenzusammensetzung innerhalb der Gruppen wäre ebenfalls denkbar. Das gute ökologische Potenzial könnte dabei in gewissen Grenzen durch eine höhere Anzahl von „anspruchloseren“ Taxa mit oder durch eine im Vergleich weniger umfangreiche Gemeinschaft sensibler Taxa erreicht werden; vorausgesetzt die taxonomische Vielfalt entspricht weitgehend jeweils der hier definierten Modellgemeinschaft. Dominiert wird die charakteristische Gemeinschaft der Marschengewässer v.a. durch eine höheren stillgewässertypischer Arten (>50%) sowie einer Reihe von Taxa die sowohl in Fließgewässern als auch in Stillgewässern (SG_FG, FG_SG) auftreten. Räuber überwiegen gegenüber anderen Ernährungstypen (ca. 49%). Sammler (20%) und Filtrierer (11%) sind etwas häufiger als Zerkleinerer und Weidegänger (zusammen 20%, Abb. 45). Die jeweiligen Anteile sind dabei nur als orientierend anzusehen, da für einen Teil der Taxa noch keine Einstufung zur Verfügung stand und andere Taxa eine Flexibilität z.B. in Bezug auf ihren Ernährungstypus aufweisen.

Hinweis: Es kann kritisch sein von den regelmäßig in Marschengewässern anzutreffenden Arten auf die Verteilung der Ernährungstypen bzw. der rheophilen bis limnophilen Arten im Referenzzustand zu schließen. Nach dem „River Continuum Concept“ sollte sich für den Gewässerunterlauf theoretisch eine andere als die oben ermittelte Verteilung der Ernährungstypen (zumindest wenn die Abundanz bzw. Biomasse berücksichtigt wird) einstellen: Filtrierer & Sammler > Räuber > Zerkleinerer = Weidegänger. Da die Marschengewässer jedoch stark verändert und z.T. künstlich sind, ist es u.E. zulässig die sich auf der Grundlage von >2.000 Datensätzen ergebende Verteilung für den derzeitigen der MG als Vergleichsmaßstab zu wählen. Würde man die Verteilung nach RCC zugrunde legen, würden diesbezüglich alle Gewässer deutliche – sehr starke Defizite aufweisen. Zudem ist zu beachten, dass die Berücksichtigung der funktionellen Gruppen nicht bewertungsrelevant ist. Die resultierenden Ergebnisse haben lediglich nachrichtlichen Charakter. Nur in Ausnahmefällen kann die Bewertung durch die Berücksichtigung der Ergebnisse zu den „funktionellen Gruppen“ graduell verändert werden.

Tab. 23: Beispiel einer Benthosgemeinschaft zur Verdeutlichung des höchsten ökologischen Potenzials nicht tideoffener Marschengewässer (Subtyp „Marsch“). Rot ergänzte Spezies nach u.a. Speth & Brinkmann 2003, nach Claus et al. 1994, eigene Einschätzungen. Cpue = Individuen/Fang; NWH % = Stetigkeit, Nachweishäufigkeit; MW = Mittelwert. Log_Q 0.99 = Abundanz 99%-Quantil (logarithmiert) = Referenzabundanz.

Gruppe	Familie	Taxon	ECO_ gewichtet	NWH % (N = 2127 Daten)	MW Cpue	Max Cpue	Log _Q 0,99_ Cpue Ref ST Marsch
Bivalvia	SPHAERIIDAE	Musculum lacustre	4	17,2	2,41	650	1,81
Bivalvia	SPHAERIIDAE	Pisidium (>2 Taxa)	8	k.A.	0,00	0	1,81
Bivalvia	SPHAERIIDAE	Pisidium amnicum	8	1,2	0,03	6	0,78
Bivalvia	UNIONIDAE	Anodonta	8	<1	0,02	6	0,48
Bivalvia	UNIONIDAE	Unio pictorum	8	4,8	1,49	200	1,30
Coleoptera	DYTISCIDAE	Acilius canaliculatus	4	<1	0,02	6	0,78
Coleoptera	DYTISCIDAE	Agabus sturmii	4	2,1	0,41	650	0,78
Coleoptera	DYTISCIDAE	Agabus undulatus	4	1,6	0,08	20	0,48
Coleoptera	DYTISCIDAE	Graphoderus cinereus	4	<1	0,00	6	0,30
Coleoptera	DYTISCIDAE	Laccophilus hyalinus	4	24,4	4,02	650	1,81
Coleoptera	DYTISCIDAE	Rhantus	4	1,0	0,03	6	0,30
Coleoptera	GYRINIDAE	Gyrinus marinus	4	1,3	0,52	650	0,78
Coleoptera	HALPLIDAE	Halplus lineatocollis	4	3,3	0,21	20	0,78
Coleoptera	HYDRAENIDAE	Hydraena	4	<1	0,11	200	0,30
Coleoptera	HYDRAENIDAE	Limnebius	4	<1	0,00	6	0,30
Coleoptera	HYDROPHILIDAE	Hydrochara caraboides	4	<1	0,03	20	0,30
Coleoptera	HYDROPHILIDAE	Hydrophilus piceus	16	<1	0,00	0	0,30
Crustacea	ASELLIDAE	Asellus aquaticus	1	51,7	45,96	6500	2,30
Crustacea	ASELLIDAE	Proasellus coxalis	2	33,1	8,93	650	1,81
Crustacea	ASTACUDAE	Astacidae	8	<1	0,01	6	0,30
Diptera	CHIRONOMIDAE	Chironomus plumosus - Gruppe	1	43,8	46,98	6500	2,30
Diptera	CHIRONOMIDAE	Chironomus riparius - Gruppe	1	9,0	1,90	650	1,20
Diptera	CHIRONOMIDAE	Tanypodinae	1	5,6	3,67	1497	1,30
Diptera	CHIRONOMIDAE	Tanytarsus	1	0,5	0,05	32	0,30
Ephemeroptera	BAETIDAE	Cloeon dipterum	2	51,7	53,86	6500	2,30
Ephemeroptera	BAETIDAE	Cloeon simile	4	1,7	0,21	65	0,48
Ephemeroptera	CAENIDAE	Caenis horaria	4	14,9	2,10	200	1,30
Ephemeroptera	CAENIDAE	Caenis robusta	4	19,8	5,05	650	1,81
Gastropoda	ANCYLIDAE	Ancylus fluviatilis	4	<1	0,01	6	0,78
Gastropoda	BITHYNIIDAE	Bithynia leachii	4	20,5	4,51	650	1,81
Gastropoda	LYMNAEIDAE	Stagnicola corvus	4	8,2	1,45	650	1,30
Gastropoda	PLANORBIDAE	Anisus spirorbis	8	2,4	0,21	26	0,48
Gastropoda	PLANORBIDAE	Gyraulus laevis	8	<1	0,03	30	0,48
Gastropoda	PLANORBIDAE	Hippeutis complanatus	4	8,1	0,70	65	0,78
Gastropoda	PLANORBIDAE	Planorbis carinatus	4	3,8	0,28	65	0,78
Gastropoda	VALVATIDAE	Valvata macrostoma	8	<1	0,09	65	0,30
Gastropoda	VIVIPARIDAE	Viviparus	4	<1	0,01	6	0,30
Heteroptera	CORIXIDAE	Micronecta	1	2,4	1,01	650	0,48
Heteroptera	CORIXIDAE	Sigara	1	16,2	14,97	6500	1,83
Heteroptera	CORIXIDAE	Sigara semistriata	4	<1	0,12	200	0,30
Heteroptera	CORIXIDAE	Sigara stagnalis	4	<1	0,08	65	0,30
Heteroptera	NEPIDAE	Ranatra linearis	2	2,6	0,13	65	0,48
Heteroptera	NOTONECTIDAE	Notonecta lutea	4	<1	0,01	20	0,30
Hirudinea	ERPOBDELLIDAE	Erpobdella	1	1,4	0,06	20	0,30
Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	Alboglossiphonia heteroclita	2	15,0	2,24	200	1,30
Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	Glossiphonia	1	<1	0,00	0	0,30
Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	Glossiphonia complanata	1	11,4	0,90	200	0,78
Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	Theromyzon	1	<1	0,00	6	0,30
Megaloptera	HYDRIDAE	Sialis lutaria	2	33,4	8,75	650	1,81
Odonata	AESHNIDAE	Aeshna	4	3,6	0,30	261	0,48
Odonata	AESHNIDAE	Aeshna viridis	16	<1	0,03	65	0,30
Odonata	AESHNIDAE	Brachytron pratense	8	<1	0,00	6	0,30
Odonata	COENAGRIONIDAE	Enallagma cyathigerum	4	<1	0,02	20	0,30
Odonata	LESTIDAE	Lestes viridis	4	5,7	0,81	650	0,78
Odonata	LIBELLUIDAE	Orthetrum cancellatum	4	<1	0,01	5	0,30
Oligochaeta	LUMBRICIDAE	Eiseniella tetraedra	1	<1	0,09	65	0,30
Oligochaeta	LUMBRICIDAE	Lumbriculus variegatus	1	7,9	1,96	2138	0,78
Oligochaeta	TUBIFICIDAE	Limnodrilus	1	19,2	8,86	650	1,81
Oligochaeta	TUBIFICIDAE	Limnodrilus claparedeanus	1	11,4	7,62	5910	1,30
Oligochaeta	TUBIFICIDAE	Limnodrilus hoffmeisteri	1	16,5	6,06	6162	1,30
Oligochaeta	TUBIFICIDAE	Potamothenix hammoniensis	1	6,8	0,44	20	0,78
Oligochaeta	TUBIFICIDAE	Tubifex	1	10,1	3,17	650	1,70
Oligochaeta	TUBIFICIDAE	Tubificidae	1	7,6	17,11	16599	1,30
Trichoptera	ECNOMIDAE	Ecnomus tenellus	4	2,2	0,34	200	0,48
Trichoptera	HYDROPHILIDAE	Agraylea	0	<1	0,03	65	0,30
Trichoptera	LEPTOCERIDAE	Ceraclea spp.	4	5,0	-	-	0,30
Trichoptera	LEPTOCERIDAE	Ceraclea senilis	4	5,0	0,01	6	0,30
Trichoptera	LEPTOCERIDAE	Oecetis furva	8	4,9	0,47	65	0,78
Trichoptera	LEPTOCERIDAE	Oecetis lacustris	4	4,0	0,24	20	0,78
Trichoptera	LEPTOCERIDAE	Trienodes bicolor	2	7,9	0,67	160	0,78
Trichoptera	LIMNephilidae	Glyptotendipes pellucidus	4	<1	0,03	6	0,30
Trichoptera	LIMNephilidae	Limnephilus affinis	2	<1	0,00	0,13	0,30
Trichoptera	MOLANNIDAE	Molanna	4	1,2	0,05	22	0,30
Trichoptera	MOLANNIDAE	Molanna angustata	4	<1	0,01	20	0,30
Trichoptera	PHRYGANEIDAE	Hagenella clathrata	16	<1	0,00	0	0,30
Trichoptera	PHRYGANEIDAE	Phryganea bipunctata	2	1,4	0,10	65	0,30
Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	Cyrrus flavidus	4	3,4	0,65	650	0,70
Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	Cyrrus trimaculatus	4	2,0	0,49	650	0,30
Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	Polycentropus flavomaculatus	4	<1	0,00	6	0,78
Tricladida	DENDROCOELIDAE	Dendrocoelum lacteum	1	5,9	0,68	200	0,78
Tricladida	DUGESIIDAE	Dugesia	2	<1	0,06	65	0,30
Tricladida	PLANARIIDAE	Planaria torva	2	<1	0,03	20	0,30
Tricladida	PLANARIIDAE	Polycelis	1	<1	0,00	6	0,30

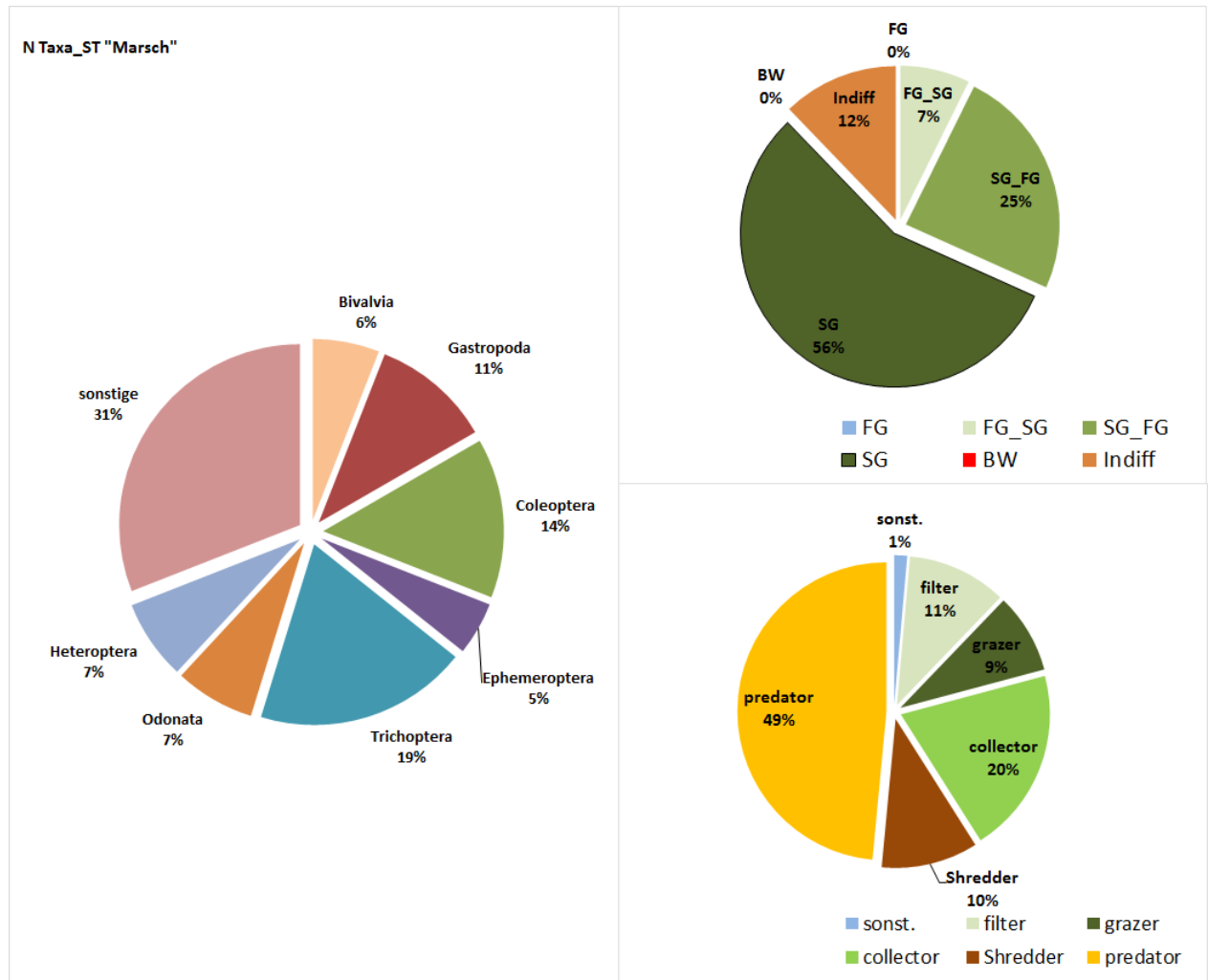


Abb. 45: Zusammensetzung der Referenzartengemeinschaft differenziert nach Großtaxaebene (links) und ausgewählten funktionellen Gruppen (Habitattyp Strömung oben rechts; Ernährungstyp unten rechts; $N_{ges} = 83$ Spezies) für den Subtyp Marschen. FG = Fließgewässertaxa, FG_SG = Fließgewässer-Stillgewässer; SG_FG = Stillgewässer-Fließgewässer; SG = Limnobiont; Indiff: indifferente Taxa; BW = Brackwassertaxa.

Referenz „MG-geestnah“

Der Subtyp „MG-Geestnah“ scheint in Niedersachsen weniger gut ausgeprägt, die zu erwartende Fließgewässerkomponente war in den meisten geestnahen Abschnitten in Niedersachsen wenig repräsentiert. Anders als in Niedersachsen wiesen einige schleswig-holsteinische Messstellen aus der Treene, z.T. auch Arlau eine z.T. gut oder besser ausgeprägte Fließgewässerfauna auf. Insbesondere die Daten aus der Treene wurden daher zur Referenzfindung berücksichtigt. Insgesamt ist die (vorläufige) Referenzgemeinschaft für das höchste Potenzial aus 305 Datensätzen abgeleitet, die Auswahl dieser Messstellen begründete sich auf der Präsenz von >3 Fließgewässertaxa und der Zuordnung zum Naturraum Geest. Analog zum Subtyp wurden i.d.R. sehr seltene oder marschenuntypische Taxa nicht berücksichtigt. Ergänzt wurden Taxa, die nach Speth & Brinkmann (2003) typisch für kontinuierlich strömende Marschengewässer einzustufen, obwohl sie die o.g. Kriterien hinsichtlich Stetigkeit und Abundanz z.T. nicht erfüllten. Vor diesen Hintergrund wurden ca. 80 Taxa ausgewählt (Tab. 24), die das höchste ökologische Potenzial für solche Abschnitte der Marschengewässer signalisieren, die noch Fließgewässercharakter aufweisen und sich nahe der Geest befinden. Als geestnah wurde eine Messstelle definiert die maximal 1,5 km-Fließstrecke vom Geestbereich entfernt positi-

oniert ist. Es ist hier darauf hinzuweisen, dass die Grenze vorläufig gesetzt wurde (vgl. Kap. 6.1), eine inhaltliche Abgrenzung war im Rahmen der vorliegenden Studie nicht möglich.

Tab. 24: Beispiel einer Benthosgemeinschaft zur Verdeutlichung des höchsten ökologischen Potenzials nicht tideoffener Marschengewässer (Subtyp „Geestnah“). Rot ergänzte Spezies nach u.a. Speth & Brinkmann 2003, eigene Einschätzungen.. Cpue = Individuen/Fang; Stetigkeit % = Nachweishäufigkeit; MW = Mittelwert. Log₁₀ Q 0.95-0.99 = Abundanz 95% - 99%-Quantil (logarithmiert) = Referenzabundanz.

Gruppe	Familie	Taxon	ECO_ gewichtet	Stetigkeit (%) nur Gewässer mit >3 FG- Taxa (N = 305)	MW Cpue (N = 305 Daten)	Max Cpue	Ref MG- Geestnah_HÖP Q 0,95 - Q 0,99
Bivalvia	SPHAERIIDAE	Musculium lacustre	4	16,7	2,30	65	1,49
Bivalvia	SPHAERIIDAE	Pisidium (>2 Taxa)	8	-	-	-	1,70
Bivalvia	UNIONIDAE	Anodonta cygnea	8	9,5	3,72	200	1,30
Bivalvia	UNIONIDAE	Unio pictorum	8	7,2	2,91	200	1,30
Coleoptera	DYTISCIDAE	Agabus paludosus	4	2,0	0,25	65	0,48
Coleoptera	DYTISCIDAE	Dytiscus marginalis	4	-	-	-	0,30
Coleoptera	DYTISCIDAE	Hygrotus versicolor	2	30,8	5,61	200	0,78
Coleoptera	DYTISCIDAE	Platambus maculatus	4	12,1	2,14	200	0,78
Coleoptera	DYTISCIDAE	Stictotarsus duodecimpustulatus	2	2,6	0,14	20	0,76
Coleoptera	ELMIDAE	Elmis aenea/mauetii	8	0,7	0,01	2	0,48
Coleoptera	ELMIDAE	Limnius volckmari	8	0,7	0,01	2	0,48
Coleoptera	GYRINIDAE	Orectochilus villosus	8	1,3	0,02	2	0,30
Coleoptera	HALIPLIDAE	Haliphus fluviatilis	2	3,3	0,11	8	0,78
Coleoptera	HYDRAENIDAE	Hydraena riparia	4	1,3	0,04	6	0,48
Coleoptera	HYDROPHILIDAE	Anacaena globulus	2	10,8	1,47	65	0,78
Coleoptera	SCIRTIDAE	Elodes	8	1,3	0,11	20	0,48
Crustacea	ASELLIDAE	Asellus aquaticus	1	68,9	38,06	650	2,30
Crustacea	ASELLIDAE	Proasellus coxalis	2	38,7	9,37	650	2,27
Crustacea	GAMMARIDAE	Gammarus pulex	4	62,3	24,25	1040	2,30
Diptera	ATHERICIDAE	Atherix ibis	1	-	-	-	0,48
Diptera	CHIRONOMIDAE	Chironomidae	1	-	-	-	0,48
Diptera	CHIRONOMIDAE	Chironomus plumosus - Gruppe	1	28,2	28,38	6500	2,30
Diptera	CHIRONOMIDAE	Chironomus riparius - Gruppe	1	13,1	2,93	200	1,81
Diptera	CHIRONOMIDAE	Procladius olivaceus	1	4,3	0,48	84	0,48
Diptera	CHIRONOMIDAE	Tanytarsus	1	-	-	-	0,48
Diptera	SIMULIIDAE	Simulium	4	2,6	0,08	6	0,30
Ephemeroptera	BAETIDAE	Baetis	4	3,3	0,10	6	0,48
Ephemeroptera	BAETIDAE	Baetis fuscatus	8	2,3	0,03	2	0,48
Ephemeroptera	BAETIDAE	Baetis vernalis	8	23,3	5,07	200	1,30
Ephemeroptera	BAETIDAE	Cloeon dipterum	2	57,7	21,97	650	1,81
Ephemeroptera	BAETIDAE	Procladius bifidus	4	3,3	0,09	6	0,30
Ephemeroptera	CAENIDAE	Caenis horaria	4	27,5	5,19	200	1,33
Ephemeroptera	EPHEMERELLIDAE	Serratella ignita	4	3,3	0,15	20	0,48
Ephemeroptera	EPHEMERIDAE	Ephemerella danica	8	3,9	0,30	65	0,48
Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	Heptagenia flava	8	0,7	0,03	6	1,00
Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	Kageronia fuscogrisea	8	2,0	0,04	2	0,30
Ephemeroptera	LEPTOPHEBIIDAE	Leptophlebia vespertina	8	-	-	-	0,30
Ephemeroptera	LEPTOPHEBIIDAE	Paraleptophlebia cincta	8	0,7	0,01	1	0,30
Ephemeroptera	LEPTOPHEBIIDAE	Paraleptophlebia submarginata	8	2,0	0,06	6	0,30
Gastropoda	ACROLOXIDAE	Acroloxus lacustris	2	8,2	0,99	200	0,78
Gastropoda	ANCYLIDAE	Ancylus fluviatilis	4	1,3	0,04	6	0,48
Gastropoda	BITHYNIIDAE	Bithynia leachii	4	26,9	8,16	200	0,48
Gastropoda	HYDROBIIDAE	Potamopyrgus antipodarum	1	26,9	59,64	6500	1,81
Gastropoda	LYMNAEIDAE	Lymnaea stagnalis	2	10,2	0,56	20	0,48
Gastropoda	LYMNAEIDAE	Radix balthica	1	29,2	8,17	650	0,48
Gastropoda	PLANORBIDAE	Anisus vortex	1	52,5	16,45	650	1,81
Gastropoda	PLANORBIDAE	Planorbis carinatus	4	5,6	0,54	65	0,48
Gastropoda	VALVATIDAE	Valvata piscinalis	2	33,8	16,75	954	1,81
Heteroptera	CORIXIDAE	Micronecta poweri	2	2,6	1,03	200	0,48
Heteroptera	CORIXIDAE	Sigara falleni	1	31,1	8,52	230	1,30
Heteroptera	CORIXIDAE	Sigara fossarum	1	4,3	0,37	65	0,48
Heteroptera	CORIXIDAE	Sigara striata	1	35,1	11,91	650	1,81
Heteroptera	NOTONECTIDAE	Notonecta glauca	1	25,6	4,93	650	0,48
Hirudinea	ERPODELLIDAE	Erpobdella nigricollis	1	12,5	1,94	200	1,30
Hirudinea	ERPODELLIDAE	Erpobdella octoculata	1	35,1	30,63	6500	0,78
Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	Glossiphonia complanata	1	14,4	0,84	65	0,48
Megaloptera	HYDRIDAE	Sialis fuliginosa	4	2,0	0,02	1	0,30
Odonata	CALOPTERYGIDAE	Calopteryx splendens	8	6,2	0,28	20	0,78
Odonata	CALOPTERYGIDAE	Calopteryx virgo	16	0,7	0,01	1	0,30
Odonata	GOMPHIDAE	Gomphus vulgatissimus	8	-	-	-	0,30
Odonata	PLATYCENIDAE	Platycnemis pennipes	4	3,0	0,06	6	0,30
Oligochaeta	TUBIFICIDAE	Limnodrilus	1	14,1	4,42	200	1,81
Oligochaeta	TUBIFICIDAE	Potamothrix hammoniensis	1	9,8	0,74	20	0,78
Oligochaeta	TUBIFICIDAE	Tubifex	1	10,5	1,56	65	0,70
Oligochaeta	TUBIFICIDAE	Tubificidae	1	7,5	58,84	16599	1,30
Plecoptera	NEMOURIDAE	Nemoura cinerea	4	5,2	0,45	20	0,78
Plecoptera	PERLODIDAE	Isoperla grammica	8	0,7	0,02	3	0,48
Trichoptera	BRACHYCENTRIDAE	Brachycentrus subnubilus	8	1,3	0,04	4	0,30
Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	Hydropsyche	8	1,3	0,05	6	1,00
Trichoptera	LEPIDOSTOMATIDAE	Lepidostoma hirtum	4	0,7	0,02	3	0,48
Trichoptera	LEPTOCERIDAE	Ceraclea	4	-	-	-	0,48
Trichoptera	LIMNephilidae	Anabolia nervosa	2	13,8	2,58	65	0,48
Trichoptera	LIMNephilidae	Halesus radiatus	4	0,7	0,01	1	0,48
Trichoptera	LIMNephilidae	Limnephilidae	2	1,6	0,05	6	0,48
Trichoptera	LIMNephilidae	Limnephilus rhombicus	2	3,9	0,30	20	0,48
Trichoptera	MOLANIIDAE	Molanna angustata	4	2,6	0,05	6	0,48
Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	Polycentropus flavomaculatus	4	0,7	0,01	2	0,48
Trichoptera	PSYCHOMYIIDAE	Lype reducta	4	1,3	0,09	20	0,30
Tricladida	DENDROCOELIDAE	Dendrocoelum lacteum	1	7,2	0,57	65	0,48
Tricladida	DUGESIIDAE	Dugesia gonocephala	4	1,3	0,24	65	0,30

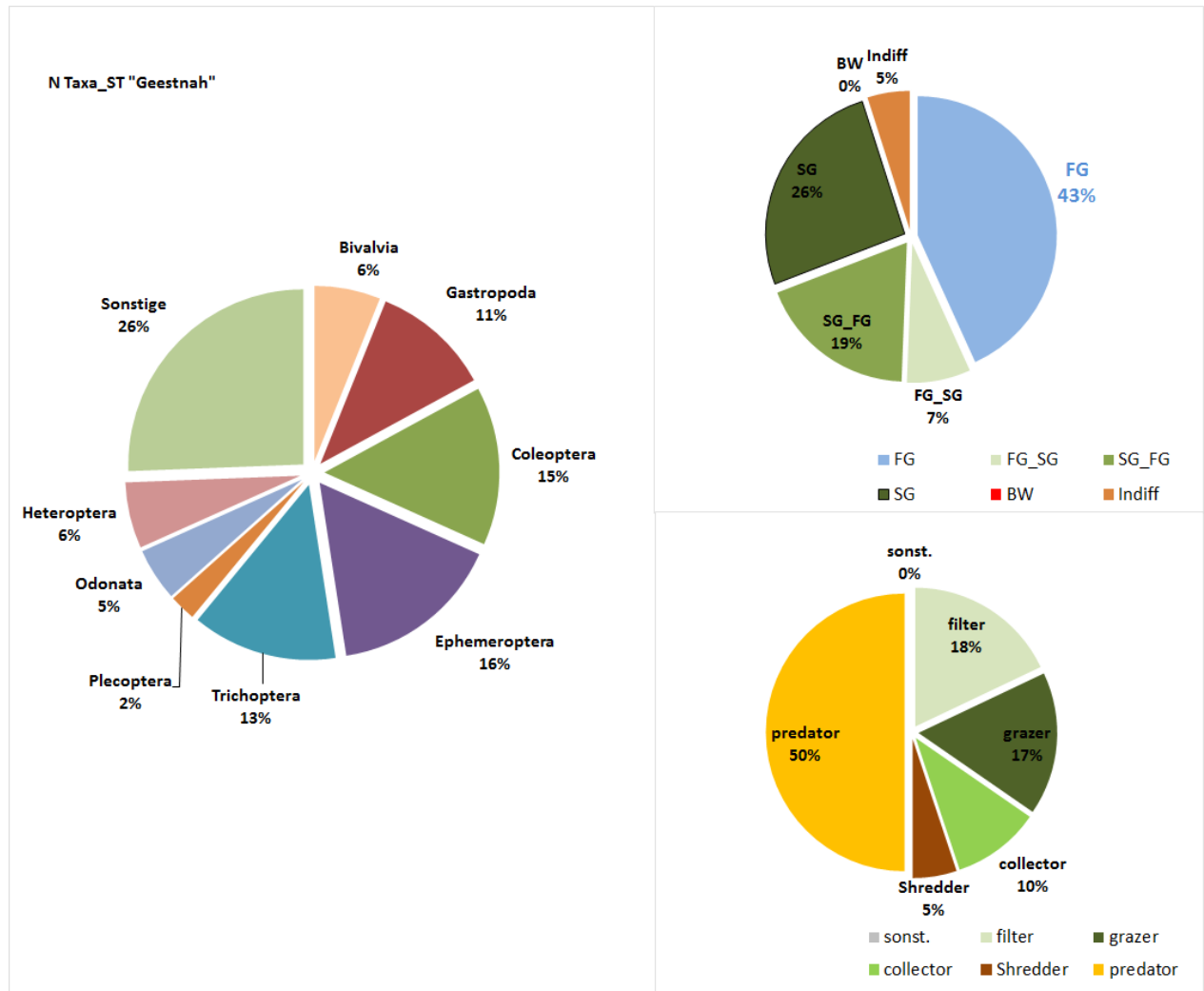


Abb. 46: Zusammensetzung der Referenzartengemeinschaft differenziert nach Großtaxaebene (Nges = 81 Spezies) für den Subtyp „Geestnähe“. FG = Fließgewässertaxa, FG_SG = Fließgewässer-Stillgewässer; SG_FG = Stillgewässer-Fließgewässer; SG = Limnobiota; Indiff: indifferente Taxa; BW = Brackwassertaxa.

Abb. 46 zeigt die Zusammensetzung der Referenzgemeinschaft auf Großgruppenebene. Anders als der Subtyp „Marschen“ wird die Gemeinschaft der „MG-Geestnähe“ Marschengewässer v.a. durch eine höheren fließgewässertypischer Arten (ca. 43%) dominiert. Hier sind es v.a. die Gruppen der Eintagsfliegen oder Köcherfliegen, die die Fließgewässerkomponente der Fauna in diesem Subtyp repräsentieren. Ähnlich wie im Subtyp „Marschen“ überwiegen auch hier Räuber gegenüber anderen Ernährungstypen (ca. 50%). Filtrierer (18 %) und Weidegänger (17 %) sind artenreicher als Zerkleinerer und Sammler (zusammen 15%, Abb. 46). Die Ergebnisse beziehen sich zunächst auf die qualitative Zusammensetzung. Berücksichtigt man die Abundanzen könnte sich die prozentuale Zusammensetzung verändern, insbesondere da z.B. Gammariden (Zerkleinerer) die Gemeinschaft aufgrund i.d.R. höherer Individuenzahlen quantitativ dominieren könnten. Wie bereits oben angemerkt, ist die dargestellte strukturelle Zusammensetzung der Gemeinschaft nur als orientierend anzusehen, da für einen Teil der Taxa noch keine Einstufung zur Verfügung stand und andere Taxa eine Flexibilität z.B. in Bezug auf ihren Ernährungstypus aufweisen.

Maßstab und Klassengrenzen

Auch unter weitgehend natürlichen Bedingungen sind nicht alle im Taxapool vorhandenen Arten an einer Messstelle zu erwarten. Die Festlegung der oberen Ankerpunkte für die Bewertungsparameter erfolgt über die definierte (Modell)Referenzgemeinschaften (s.o.), die sich weitgehend aus dem Taxapool rekrutieren. Diese Referenzgemeinschaft liefert letztlich den jeweiligen Maßstab für die verschiedenen bewertungsrelevanten (Sub)Metrics. Die Skalierung für die Qualitätsklassen ‚gut‘, ‚mäßig‘, ‚unbefriedigend‘ und ‚schlecht‘ erfolgt auf Grundlage der normativen Begriffsbestimmung nach Refcond 2.3 nach einer linearen Skalierung. So wird vor dem Hintergrund der natürlichen und erfassungsmethodisch bedingten Variabilität eine Ähnlichkeit von

- >80 % als ‚sehr geringe Abweichung‘
- > 60 – 80 % als ‚geringe Abweichung‘
- >40 – 60% als deutliche Abweichung
- >20 – 40 % als starke Abweichung
- < 20% sehr starke Abweichung

vom Referenzwert definiert. Diese Klassenabstufung erscheint auch hier plausibel, da eine ähnliche Klassifizierung bezüglich Gleichartigkeit und Gleichmäßigkeit von Besiedlungen mit Aussagen über Präsenz bzw. Frequenz von Arten bereits bei Tischler (1979) nach einer vierstufigen Skalierung (25%-Klassen) benannt wurde. Demnach wäre eine Übereinstimmung von 75 % zweier Artengemeinschaften als ‚kaum abweichend‘ bzw. ‚gleichartig‘ einzustufen. Hieran anlehnend und unter Berücksichtigung der normalen Variabilität der benthischen Lebensgemeinschaften ist ‚eine sehr geringe Abweichung‘ von den Referenzbedingungen und damit das ‚höchste ökologische Potenzial‘ bei einer Ähnlichkeit von >80 % gegeben. Als deutlich abweichend (mäßiges Potenzial) wird eine Ähnlichkeit von <60 % definiert (s.u.).

! *Hinweis: Für die Indizierung des sehr guten oder guten ökologischen Potenzials ist es nicht zwingend erforderlich, dass die in der Referenzgemeinschaft aufgeführten Spezies präsent sind. Diese stehen auch stellvertretend für Taxa mit identischen oder sehr ähnlichen Habitatansprüchen. Das höchste oder gute Potenzial wäre daher ebenfalls realisiert, wenn andere Arten des Gesamttaxapools aus den entsprechenden Großtaxagruppen mit identischen oder höheren Ecowert-Einstufungen in der Probe vorhanden wären.*

8.4.4.2 EQR (Ecological Quality Ratio)

Bestimmung des ökologischen Potenzials

Es sei hier kurz vorangestellt, dass der Typ 22.1/2 „nicht tideoffene Marschengewässer“ ausnahmslos als stark verändert oder z.T. als künstlich eingestuft ist. Eine solche Klassifizierung ist auch deshalb nachvollziehbar, da es einen solchen Typ natürlicherweise nicht gibt; frei fließende Marschengewässer würden ansonsten einem mehr oder weniger großen Tidehub unterliegen (s. Steckbrief). Daher ist nach WRRL die Bewertungsebene und der Zielzustand nicht der „gute ökologische Zustand“ sondern das weniger strenge „gute ökologische Potenzial“. Die Anwendung bzw. Orientierung an der sich derzeit in Bearbeitung und Abstimmung befindlichen LAWA-Methodik zur Ermittlung des Potenzials, ausgehend von einem zunächst bewerte-

ten ökologischen Zustand, ist hier daher nicht zwingend. Dies ist auch deshalb kaum möglich, weil wie weiter oben bereits angemerkt, ein hypothetisch „sehr guter Zustand“ anhand der vorliegenden Daten nicht herzuleiten wäre, da es sich bei den nicht tideoffenen Marschengewässer um einen per se nicht natürlichen Gewässertyp handelt. Die vorliegende Datenbasis reflektiert also bereits das Potenzial dieses Gewässertyps.

Die Bewertung erfolgt anhand des sogenannten EQR (Ecological Quality Ratio). Die Klassenabstufung von ‚sehr gut‘ bis ‚schlecht‘ entspricht der bereits oben beschriebenen Skalierung zur Klassifizierung der Ähnlichkeitsstufen. Der EQR ist allerdings ein einheitsloses Maß, das den Grad der Abweichung von der Referenz auf der Basis ökologischer Qualitätsquotienten bemisst. Ein analoger Ansatz wurde im vorliegenden Verfahren ja bereits auf der Ebene der Messgrößen angewandt. Der EQR wird folgt berechnet:

$EQR_{TAV} = \text{Beobachtungswert} / \text{Referenzwert eines biologischen Qualitätselements.}$

$EQR_{ECO} = \text{Beobachtungswert} / \text{Referenzwert eines biologischen Qualitätselements.}$

$EQR_{Gesamt} = EQR_{TAV} + EQR_{ECO} / 2$

Der EQR nimmt Werte zwischen 0 und 1 an, wobei durch Festlegung von Qualitätsklassen nach einem 5-stufigen System, sich der Zustand anhand des EQR-Wertes widerspiegelt. Je nach Festlegung der Klassengrenzen (vgl. REFCOND 2.3), signalisiert ein EQR-Wert von >0,8 i.d.R. den sehr guten Zustand (hier das Potenzial). <0,6 – 0,8 den guten Zustand (bzw. Potenzial) usw.. Diese lineare Skalierung ist nach Refcond aber nicht bindend, sondern kann je nach Herleitung auch modifiziert werden.

! HINWEIS: Es sei an dieser Stelle noch einmal angemerkt, dass die (vorläufige) lineare Festlegung der Klassengrenzen nicht auf wissenschaftlich belegbaren Daten basiert, da z.B. in Hinblick auf die der natürlichen räumlichen und zeitlichen Variabilität (und einer daraus abzuleitenden ‚bewertungsrelevanten‘ natürlichen Amplitude der Besiedlungskennwerte) von Gemeinschaften anthropogen unbeeinflusster Gewässer keine Daten zur Verfügung stehen. Entsprechende Referenzgewässer existieren gegenwärtig nicht mehr. Unter Berücksichtigung der o.g. Aspekte (normative Begriffsbestimmungen, Ähnlichkeit von Gemeinschaften etc.) erfolgte die Festlegung vor allem auf der Basis ‚ökologisches Erfahrungswissen‘ sowie unter Plausibilitäts Gesichtspunkten.

Tab. 25: Klassengrenzen des EQR für die benthosbasierte Bewertung von nicht tideoffenen Marschengewässern (Typ 22.1 & 22.2)

Normative Begriffsbestimmung (Refcond 2.3):	Bewertung/Ähnlichkeit zur Referenz	Festlegung des EQR-Wertes	Ökologischer Zustand/Potenzial
..vollständig oder nahezu..., kaum Abweichungen	>= 80%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	>=0,8	Sehr gut
..geringfügige Abweichung..., Anzeichen für anthropogene Störungen	> 60%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	>0,6 – 0,8	Gut
...mäßige Abweichung, größere Anzeichen anthropogener Störung..	> 40%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	>0,4 – 0,6	Mäßig
...erhebliche Abweichung..	> 20% Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	>0,2- 0,4	Unbefriedigend
...große Teile der Biozönosen fehlen...	< 20% Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	<0,2	Schlecht

8.5 Zusammenfassende Übersicht – Bewertungsvorschlag MGBI

Im Rahmen der Konzeption des Bewertungsvorschlages TOM (tideoffene Marschengewässer) war die Zusammenstellung des Artenpools ein zentraler Arbeitsschritt. Zur Identifizierung von Faktoren für eine bewertungsrelevante Kategorisierung der Marschengewässer, die das Vorkommen des Makrozoobenthos beeinflussen, war die Analyse der vorliegenden faunistischen Daten erforderlich. Ein weiterer Schritt war die Ermittlung der Referenzwerte zur Bestimmung der Benchmarks für das ‚höchste ökologische Potenzial‘. Die Bestimmung erfolgt anhand der Metrics „taxonomische Vollständigkeit“ (TAV) und der Parametergruppe „Sensitivität/Toleranz/Abundanz“ (ECO). Ergänzend wird die Zusammensetzung der Benthosgemeinschaft für ausgewählte funktionelle Parameter (Habitat- und Ernährungstyp) dargestellt, in dem die Abweichung der Probe von den Referenzbedingungen ermittelt wird. Letzteres wird allerdings nur „nachrichtlich“ dargestellt und fließt nicht in das Bewertungsergebnis ein.

8.6 Anforderungen an die Datenerhebung

Bei Umweltuntersuchungen ist i.d.R. die Grundgesamtheit also der Umfang und die Variabilität einer Population unbekannt. Mit Hilfe einer Anzahl von Stichproben wird das Ziel verfolgt verallgemeinerbare Aussagen im Hinblick auf eine z.B. anthropogen bedingte Veränderung einer Lebensgemeinschaft identifizieren zu können. Klar ist, dass aufgrund der sehr ausgeprägten räumlichen und zeitlichen Variabilität der Benthosgemeinschaften das vollständige Artenspektrum an einer Messstelle mit vertretbarem Aufwand nicht erfasst

werden kann. So würde nach Jander (1998) z.B. die Erfassung des ,Eintags- Stein- und Köcherfliegen-Fauna (EPT) eines Fließgewässers die Beprobung über einen vollständigen Jahresgang (Beprobungen N = 12) erfordern. Da die verschiedenen Taxa unterschiedliche Lebensraumansprüche haben, sind dabei alle verschiedenen, kleinräumigen Habitatstrukturen zu beproben. Nach Reusch (1995) wäre auch die ufernahe Vegetation in die Untersuchung einzubeziehen. Wird die Anzahl der Probenahmen auf die Hälfte (N = 6) reduziert, verringert sich der Umfang des erfassten Artenspektrums um etwa 10 – 30% im Vergleich zur Entnahme von 12 Proben. Werden 4 saisonale Probenahmen/Jahr durchgeführt, ist mit einer Erfassung von 55 – 75 % des tatsächlichen Spektrums zu rechnen (Jander 1998). Der Zusammenhang zwischen Anzahl Probenahme und Taxazahl ist in vielen Arbeiten dokumentiert worden (u.a. Meyer et al. 2006) und zeigt sich in ähnlicher Weise auch am Beispiel der MS Bramel und Schortens (Abb. 47).

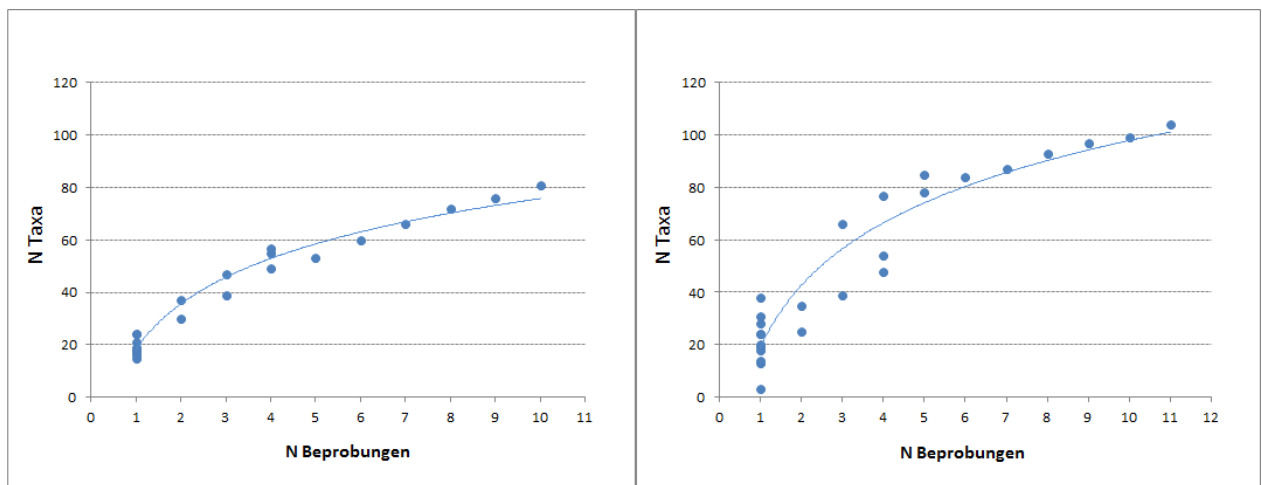


Abb. 47: Zusammenhang von Taxazahl und Beprobungshäufigkeit im Upjeverschen Tief (MS Schortens, Bild links) und Geeste (MS Bramel, Bild rechts) verschiedene interannuelle Daten (1987 – 1996 bzw. 1986 – 2007) kumuliert. Daten NLWKN (BOG).

Die Ergebnisse zeigen bei einer ausgeprägten Variabilität eine systematische Erhöhung der Taxazahl bei zunehmender Anzahl an Untersuchungen (Abb. 47), wobei der Zusammenhang Taxazahl vs. Anzahl Proben nicht nur zeitlich (z.B. Kumulation verschiedener saisonaler Zeitpunkte, Kumulation verschiedener Jahre) sondern auch räumlich (verschiedene MS an einem Gewässer) gilt. Beide in Abb. 47 dargestellten Beispiele umfassen allerdings einen langen Untersuchungszeitraum und verschiedene saisonale Zeitpunkte (Frühjahr, Sommer, Herbst). Die sich auf diesen Ebenen ergebende Variabilität wird v.a. über die Amplitude der Taxazahl bei 1er Probenahme deutlich. Insbesondere die MS Bramel in der Geeste (Bild rechts) zeichnet sich durch eine ausgeprägte saisonale und interannuelle Variabilität aus. So wurde die geringste Taxazahl bei 1 Probenahme für Juni 1986 (3) und die höchste für Juni 2007 (38) dokumentiert. Die Kumulation der Datensätze zeigt, dass in der Geeste im Zeitraum 1986 – 2009 insgesamt >100 Taxa registriert wurden, eine Anzahl, die das über eine Probenahme festgestellte Spektrum weit übersteigt. In diesem Zusammenhang ist besonders bemerkenswert, dass bei den 2007 im März und Juni durchgeführten Beprobungen jeweils sehr unterschiedliche Artenspektren festgestellt wurden. Die Ähnlichkeit betrug lediglich <5%. Zum einen war die Taxazahl im März 2007 mit nur 13 Spezies deutlich niedriger als im Juni (38 Spezies) und zum anderen zeigt die Kumulation beider Datensätze (49 Taxa), dass sich die Artenspektren auch qualitativ deutlich unterschieden. Lediglich 2 Taxa (*Lumbiculus variegatus* und *Tarnitarsini*) wurde zu beiden Zeitpunkten erfasst. Diese besondere (ansonsten nicht in diesem Ausmaß festgestellte) Variabilität ist nicht ausschließlich auf eine natürliche Saisonalität der Taxa zurückzuführen, sondern auch auf die z.T. geringe Individuendichte und eine damit verbundene Fangzufälligkeit. Ohne dies an Daten statistisch belastbar belegen zu können, ist

es aber plausibel, dass sich die Fangzufälligkeit sensibler Taxa bei abnehmender Lebensraumqualität erhöht. Das heißt, je weiter ein Gewässer vom Referenzzustand entfernt ist, je deutlicher reduziert sich Taxazahl und Abundanz zunächst sensibler Arten. Unter dieser Annahme wäre an stärker beeinträchtigten Messstellen also wesentlich mehr Untersuchungsaufwand (räumlich und zeitlich) zu investieren, um das Artenspektrum vollständig zu erfassen (unter der Voraussetzung das entsprechende Taxa überhaupt noch vorhanden sind) als an anthropogen unbeeinflussten Messstellen.

Ob und in welcher Weise die Anzahl der Probenahmen auch bewertungsrelevant ist, wurde u.a. mit den Bramel-Daten getestet, deren Ergebnisse hier kurz dargestellt werden. Es ist anzumerken, dass einige spätere Neujustierungen von Metrics in dieser Darstellung noch nicht vollständig berücksichtigt sind, so dass bei der Bewertung mit der aktuellen Version gewisse Abweichungen möglich sind. Allerdings ist der Zusammenhang zwischen Anzahl Probenahme und Bewertungsergebnis auch auf der verwendeten Bewertungsgrundlage zu verdeutlichen.

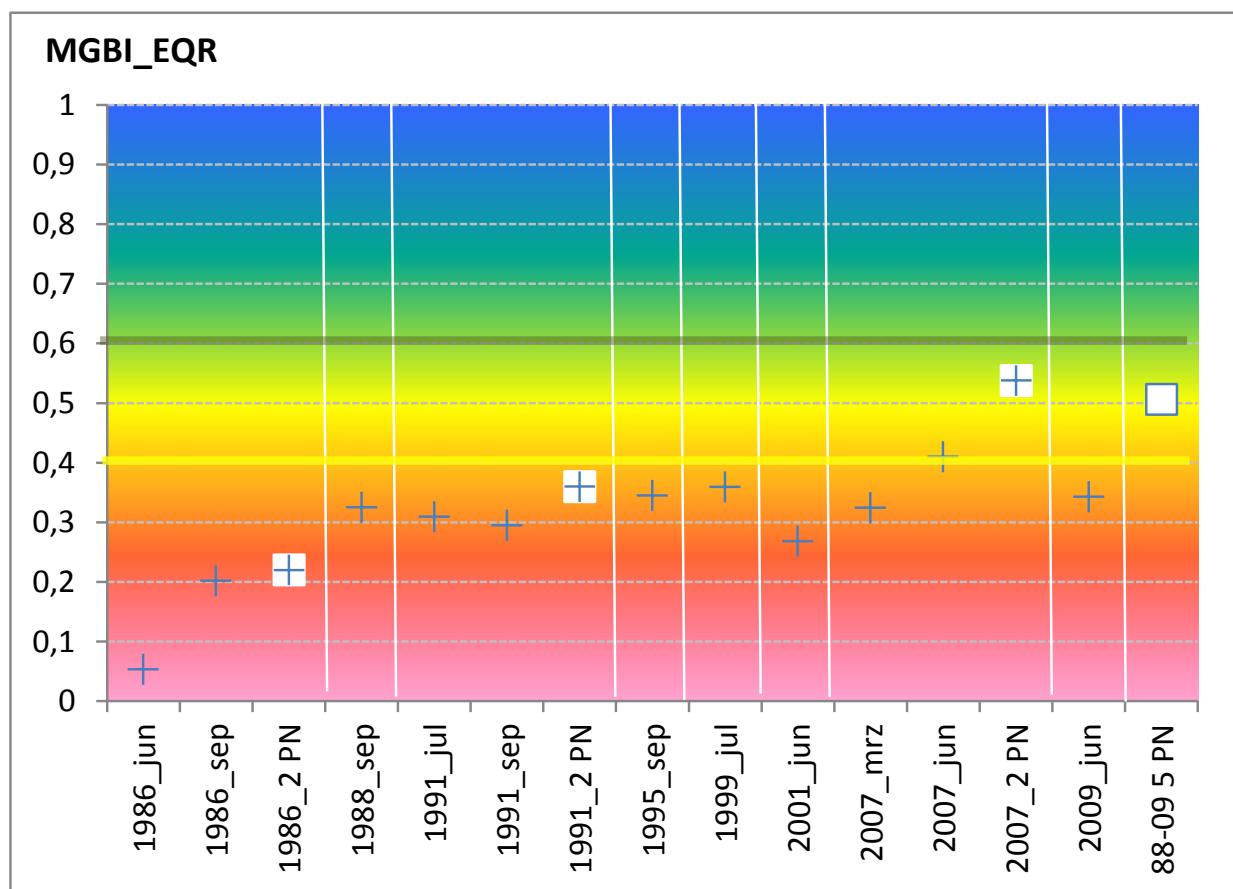


Abb. 48: Zusammenhang $EQR_{MGBI_Subtyp_Marschen}$ (vorläufig) und Anzahl der Beprobungen. Datengrundlage NLWKN BOG: Geeste_MS Bramel, Ökologisches Potenzial: Orange = Grenze unbefriedigend/schlecht; gelb = Grenze unbefriedigend/mäßig; grün = Grenze mäßig/gut; blau = Grenze gut/sehr gut. PN 2= Mittelwert aus 2 Probenahmen (saisonal), 5 PN = Mittelwert aus 5 Probenahmen (saisonal & interannuell, Datenreihe 88 – 09). Gelbe Linie vorl. Grenze zu moderat, grüne Linie vorl. Grenze zu gut.

Wesentliches Ergebnis ist, dass sich analog zur Taxazahl (s.o.) auch auf der Ebene der formalen Bewertungsergebnisse (hier EQR) eine Abhängigkeit von der Untersuchungsintensität zeigt. Werden jeweils 2 Datensätze kumuliert, ergab sich bei dem hier gewählten Beispiel allerdings nur eine graduelle Erhöhung des assoziierten EQR-Wertes. Die Unterschiede zwischen den Datensätzen sind dabei insgesamt gedämpfter, als

die für die Taxazahl ermittelten. Der schwächere Einfluss der Probenanzahl auf die Bewertung resultiert v.a. aus der Gewichtung der Taxa durch Eco-Werte und der Abundanz. Für die Untersuchungsjahre 1986 und 1991 ergab auf der Grundlage der kumulierten Daten aus 2 Probennahmen keine Änderung der Bewertungsklasse (jeweils „unbefriedigend“) gegenüber einer Einzelbeprobung. Eine gewisse Ausnahme macht hier das bereits oben schon angesprochene Untersuchungsjahr 2007. Durch die Zusammenführung der März- und Junidaten erhöht sich der assoziierte EQR-Wert gegenüber den Ergebnissen der Einzelbeprobungen vergleichsweise deutlicher von 0,32 - 0,42 auf 0,54 (Abb. 48). Eine Zusammenführung von 5 Einzelbeprobungen (aus 1988, 1995, 1999, 2002, 2009) führt dagegen nur zu einer vergleichsweise mäßigen Erhöhung des EQR von ca. 0,35 (Einzeluntersuchung) auf 0,506 (5 Probenahmen). Am Beispiel der Befunde aus 2007 (MS Bramel, Juni 2007) zeigt sich aber auch, dass sehr wahrscheinlich über 1 Probenahme (und einer darauf abgestimmten Probenahmestrategie) ein belastbares Bewertungsergebnis erreichbar ist. Das ist auch insofern plausibel, als dies bei der Setzung der Referenzwerte für das höchste Potenzials bereits angestrebt wurde (s.o.). So wird z.B. auf der Grundlage der Bewertungsergebnisse aus Juni 2007 das „mäßige Potenzial“ abgebildet, ein Ergebnis, dass auch durch Kumulation mehrerer Datensätze nur graduell besser ist oder z.T. wie für die Jahre (1986, 1991) auch unterschritten wurde (Abb. 48). Diese Einzelfallbetrachtung kann allerdings nur orientierende Hinweise auf die erforderliche Beprobungsintensität geben. Eine abschließende Festlegung sollte auf den Ergebnissen eines Praxistests erfolgen. Generell könnten die Ankerpunkte für das höchste/gute Potenzial für 1 oder 2 Untersuchungen/Jahr angepasst werden, so dass optional die Möglichkeit bestünde eine Bewertung auf Basis von 1 Beprobung/Jahr einer oder auf 2 Beprobungen/Jahr durchzuführen. Im Rahmen der vorliegenden Studie ist dies aufgrund der Datengrundlage allerdings noch nicht zu leisten.

8.6.1 Vorschlag Erfassungsmethodik

Für die Anwendung des Bewertungsansatzes sollte die Erfassungsmethodik wie folgt konzipiert werden:

- Vorläufige **Minimumanforderung:** 1malige Probenahme im Frühsommer/Sommer.
- die Probenahme ist mittels eines geeigneten Keschers (vgl. Perlodes) durchzuführen. Optional/ergänzend wäre eine Entnahme von Sedimentproben mittels Stechrohren/Greifer (analog zur AeTV-Methodik vgl. Krieg 2007) denkbar, dies kann vornehmlich sehr strukturarme Gewässer betreffen. Eine entsprechende Beprobung kann hier für die Potenzialbestimmung sinnvoll sein. Wie bereits oben angesprochen, könnte eine arten- und/oder individuenreichere Infauna zu einer moderaten Aufwertung der Qualitätsklasse eines ansonsten nur defizitär besiedelten Wasserkörpers führen.
- Es ist wichtig, dass es sich nicht um eine ‚zufällige‘ Probenahme handelt. Die an einer Messstelle besiedlungsrelevanten Habitate sind gezielt zu untersuchen. Zur Vergleichbarkeit soll die Probenahme an einer Messstelle zeitlich begrenzt werden (ca. 30 min - Nettosammelzeit). Anzahl und Art der beprobten/vorhandenen Habitate sollte dokumentiert werden. Dies kann dann eine Defizitanalyse bzw. eine optimierte Planung möglicher Verbesserungsmaßnahmen unterstützen. Bezieht man die Sortierung (ggf. vor Ort) des Probenmaterials sowie die Messstellendokumentation in die Zeitplanung mit ein ist im Mittel von einem zeitlichen Aufwand um etwa 2 – 3 h/Messstelle (die Zeitangaben können auch variieren, abhängig ob 1 oder 2 Personen die Probenahme durchführen - bei großen Gewässern erscheint aus Sicherheitsgründen generell eine Beprobung durch 2 Personen sinnvoll) auszugehen.

- Die Aussortierung des Fanges kann entweder vor Ort oder im Labor erfolgen.
- Abundanzen: Angabe der Fangzahlen je Art/Taxon als CPUE ohne Flächenbezug; **alternativ** sind auch artspezifisch Abundanzschätzungen nach DIN möglich, wobei dann eine Rücktransformation erforderlich ist, in dem der Abundanzwert der jeweiligen Klassenmitte in die Bewertung eingeht. Das bedeutet bei Vergabe der Abundanzklasse 1 (= 1 – 2 Ind.) würde der entsprechenden Art der Wert 1,5 Ind. zugeordnet werden, bei Vergabe der AK 6 (= 301 – 1.000 Ind.) würde der entsprechende Art der Wert 650 Ind. zugeordnet werden. Die Abundanzklasse 7 (>1.000 Ind.) wäre in 1.500 Ind. zu transformieren.
- Taxonomie: die Ansprache sollte möglichst bis zur Art erfolgen; für die formale Bewertung ist die taxonomische Ansprache auf Artebene bei den Gruppen ‚Aufwuchstaxa‘, Oligochaeta und Diptera nicht zwingend erforderlich (bzw. sollte sich an der Tiefenschärfe der operationellen Taxaliste – Periodes - orientieren). Erforderlich ist die Feststellung der Anzahl der Großtaxa an einer Messstelle.
- Begleitparameter (Größe des Gewässers, Strömung, Sedimenttyp, Uferbeschaffenheit etc.) sollten dokumentiert werden.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden keine Testuntersuchungen im Hinblick auf eine optimale Beprobung durchgeführt, so dass bislang keine Erfahrungen zur Praktikabilität des Untersuchungsdesigns zur Bestimmung des ökologischen Potenzials nicht tideoffener Marschengewässer vorliegen. Die oben eher allgemeinen Hinweise zur Beprobungsstrategie sind daher in der Praxis zu testen und ggf. zu modifizieren und zu ergänzen.

8.7 Bewertungsbeispiele

Auf der Grundlage des Ansatzes wurden beispielhaft ausgewählte nicht tideoffene Marschengewässer bewertet. Hierbei ist darauf hinzuweisen, dass die Referenzbedingungen zunächst auf 1 Probenahme je Messstelle abgestimmt wurden. Derzeit gehen wir davon aus, wie oben bereits dargestellt, dass vermutlich 1 Beprobung ausreicht, um das ökologische Potenzial eines Wasserkörpers auf der Grundlage der Makrozoobenthosbesiedlung bewerten zu können. Voraussetzung ist aber die Anwendung einer Probenahmestrategie, die auf eine möglichst vollständige Erfassung des Artenspektrums abzielt. In wie weit das auf die vorliegenden Daten aus dem Zeitraum 1986 – 2011 bereits zu trifft, ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht zu beurteilen. Zukünftig sollte im Rahmen einer Evaluation der hier gewählte Ansatz einer einmaligen Beprobung überprüft werden.

Orientierend wurden den Bewertungsergebnissen nach MGBI auch vorliegende fachliche Experten-Einschätzungen gegenübergestellt. Solche lagen für Marschengewässer vor, die im Rahmen des operativen WRRM-Monitorings 2007 – 2009 untersucht wurden. Die hier dargestellten fachlichen Einschätzungen wurden aus BAL (2007), Haesloop (2008), Schwahn (2008), NLWKN Stade (2009 – div. Bearbeiter), Novak (2009) entnommen. Tab. 26 zeigt die Ergebnisse in der Übersicht. Von Schwahn (2008) wurden im Auftrag des NLWKN Brake eine Reihe von Marschengewässer auch „standardisiert“ bewertet. Diese Ergebnisse sind in einer eigenen Tabelle mit den MGBI-Kategorien verglichen worden (Tab. 31).

Subtyp Marsch

Die Befunde veranschaulichen, dass der größte Teil der hier betrachteten Marschengewässer des Subtyps „Marsch“ (N = 32) auf der Grundlage der Qualitätskomponente Makrozoobenthos nach MBGI als „unbefriedigend“ (>35 %) oder „mäßig“ (> 40%) klassifiziert wird. Etwa 18% (N = 6) weisen ein schlechtes Potenzial auf. 2 Gewässer (Agathenburger Moorwettern_Aug 04, Hörsper Ollen_Jun 08) werden nach derzeitigen Klassengrenzen noch knapp als „mäßig“ eingestuft. Die Ergebnisse weisen aber eine deutliche Tendenz zum „guten ökologisches Potenzial“ auf (Tab. 26).

Tab. 26: Übersicht über (vorläufige) Bewertungsergebnisse für ausgewählte nicht tideoffene Marschengewässer nach MGBI (Stand Juli 2012) und soweit vorhanden assoziierte Expert judgement Einschätzungen nach NLWKN Stade 2009*, Haesloop (2008)** und Novak (2009) ***, BAL (2007) ****, ²² = Hinweis NLWKN Aurich. ST_M = Subtyp "Marsch", ST_GN = Subtyp „geestnah“. Metric FG = Metric Fließgewässerkomponente

Gewässer	EQR-MGBI_ST_M	Kat.- MGBI	Expert_judgement	Taxazahl	Ind CpUE
Harschenflether Wettern Jun. 09	0,359	poor	gut*	26	928,8
Mühlenbach 09_Dammhausen	0,446	moderate	gut*	36	223
Lavener SG 09	0,410	moderate	gut*	44	
Abelitz Mai. 87	0,318	poor		22	667
Abelitz Jun. 99	0,537	moderate		44	1360
Abelitz Apr. 11	0,308	poor		30	130
Agathenb. Moorwettern Aug. 04	0,585	moderate-good		59	798
Agathenb. Moorwettern Jun.09	0,251	poor		20	117
Agathenb. Moorwettern Aug. 94	0,554	moderate		49	600
Alte Süderelbe Jun. 07	0,110	bad		10	136
Alte Weser Mai. 09	0,200	bad-poor		18	464
Altenbrucher Kanal Jul. 97	0,541	moderate		41	999
Altenbrucher Kanal Jun. 09	0,449	moderate	noch mäßig*	29	250
Bardenflether Tief Pumpw. Oberh.	0,331	poor	unbefriedigend**	22	
Basbeck. Schleusenf. Hemmoor Jul. 09	0,299	poor	unbefriedigend*	25	123
Braker Sieltief Jun. 07	0,081	bad	schlecht****	10	
Ellenserdammer Tief Mai. 07	0,106	bad	poor - bad****	9	406
Hörsper Ollen Jun 08	0,582	moderate-good		49	1844
Haseldorfer Binnenelbe 2004	0,309	poor		27	1228
Jade Jul 09, Hohenberge	0,180	bad-poor	mäßig***	13	578
Kleine Wümme Jun. 09	0,520	moderate		39	208
Kleine Wümme Jun. 10	0,483	moderate		34	130
Maade Juli 09_Wilhelmshaven	0,390	poor-mod	mod.-gut***		
Maade Mai. 07	0,336	poor	schlechter als mod.****	29	670
Medem_Ihlenworth Jul.09	0,385	poor-mod	mäßig*		
Mittlere Bille Be 9 Jun. 07	0,460	moderate		56	226
Mittlere Bille Be 14 Jun. 07	0,489	moderate		49	1272
Ochtum Jul. 09; Sperrwerk	0,136	bad	mäßig***	8	86
Terborger Sieltief Schöpfwerk Mai. 11	0,205	poor		16	33
Vareler Tief Mai. 07	0,056	bad	schlecht****	3	>4000
Wittemoortief Jul. 09	0,384	bad-poor	mäßig - gut***	22	282
Wulfsgraft Jun. 05	0,453	moderate	mäßig**	28	109
Geestnahe-Messstellen_1,5 km	MGBI-ST_M	MGBI-Metric FG	Kat._MGBI-ST_GN		
Arlau Apr. 10	0,391	0,259	poor	33	65
Arlau Jun. 10	0,423	0,177	poor	50	110
Arlau Sep. 10	0,512	0,235	moderate	42	76
Auesee Stau Aug. 96	0,250	0,0	bad	14	106
Auesee Stau Aug 05	0,340	0,1	poor	23	178
Emmelke Wanna Mai. 86	0,421	0,0	poor	28	
Flumm Westgroße. Sep. 99	0,500	0,0	poor	36	
Geestrandgraben oberh. Wahnböke Okt.	0,420	0,054	poor	25	
Oxstedter Bach; Oxstedt unterh. Jul. 88	0,410	0,135	poor	22	1250
Oxstedter Bach; Oxstedt unterh. Jun. 10	0,449	0,159	poor	29	952
Upjeversches Tief Schoost Jun. 88	0,420	0,0	poor	28	665
Geestnahe-Messstellen_1,5 km	MGBI-ST_GN	MGBI-Metric FG	Kat._MGBI-ST_GN		
Treene Apr. 2000 Hollingstedt	0,560	0,429	moderate	40	720
Treene Jun. 2000 Hollingstedt	0,740	0,49	good	65	2534
Treene Aug. 2000 Hollingstedt	0,760	0,56	good	65	1314
Treene Okt. 2000 Hollingstedt	0,570	0,303	moderate	40	923

Für einige der hier ausgewählten Messstellen (N = 16) liegen auch Experteneinschätzungen vor. Etwa 63 % der Bewertungen sind gleichsinnig in dem die MGBI-basierte Bewertungskategorie derjenigen der Experteneinschätzung entspricht; ca. 37% der Befunde weichen um 1 oder mehrere Klassen voneinander ab. Der diesbezügliche Vergleich *MGBI vs. Expert-Judgement* zeigt, dass der MGBI scheinbar pessimistischer bewertet. Dies lässt sich insbesondere bei den nach *Expert-Judgement* als „gut“ eingeschätzten Gewässern ver-

deutlichen. So wird die Harschenflether Wettern (Messstelle Hohenwedel, Jun 09) durch den MGBI mit „unbefriedigend“ im Vergleich deutlich anders eingestuft als durch die Experten Einschätzung („gut“). Tab. 27 zeigt die Makrozoobenthosbesiedlung dieser MS in der Übersicht. Insgesamt wurden 27 Taxa (26 mit ECO-Werten) dokumentiert. Das ungünstigere MGBI-Ergebnis lässt sich auf die Tatsache zurückführen, dass die Gruppen Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata und Tricladida deutlich vom Erwartungswert (Referenz) abweichen bzw. gar nicht vertreten sind. Vor diesem Hintergrund erscheint die Experten-Einschätzung u.E. zu positiv.

Tab. 27: Makrozoobenthospektrum Harschenflether Wettern (MS Hohenwedel, Juni 2009) und Bewertung nach „Expert Judgement“ (Daten aus NLWKN Stade 2009) und MGBI (Vers. Subtyp „Marsch“).

Taxa	Grotaxa	Habitat	Eco	Ind. Cpue
Sphaerium corneum	Bivalvia	Still-, Fließgewässer	2	2
Pisidium nitidum	Bivalvia	Stillgewässer	2	2
Musculium lacustre	Bivalvia	Stillgewässer	3	4
Pisidium pulchellum	Bivalvia	Stillgewässer	4	16
Bithynia tentaculata	Gastropoda	Stillgewässer	2	160
Bathymphalus contortus	Gastropoda	Stillgewässer	2	2
Planorbis planorbis	Gastropoda	Stillgewässer	2	16
Anisus vortex	Gastropoda	Stillgewässer	1	52
Viviparus contectus	Gastropoda	Still-, Fließgewässer	3	52
Planorbarius corneus	Gastropoda	Stillgewässer	2	6
Radix balthica	Gastropoda	Stillgewässer	1	16
Hydroporus palustris	Coleoptera	Stillgewässer	2	1
Laccophilus hyalinus	Coleoptera	Stillgewässer	3	3
Halipus wehnckei	Coleoptera	Stillgewässer	2	2
Asellus aquaticus	Crustacea	Stillgewässer	1	52
Proasellus coxalis	Crustacea	Fließ-, Stillgewässer	2	16
Cricotopus	Diptera		1	16
Paratanytarsus	Diptera		1	1
Notonecta	Heteroptera	Stillgewässer	1	2
Sigara striata	Heteroptera	Stillgewässer	1	6
Erpobdella octoculata	Hirudinea	Still-, Fließgewässer	1	4
Sialis lutaria	Megaloptera	Still-, Fließgewässer	2	16
Zygoptera	Odonata		2	2
Tubificidae	Oligochaeta	indifferent	1	2
Potamothenis hammoniensis	Oligochaeta	indifferent	1	2
Rhynchelmis limosella	Oligochaeta	indifferent	1	1
Aulodrilus	Oligochaeta	indifferent	1	1
Expert-Judgement	gut			
MGBI_ST_M	unbefriedigend (Tendenz moderat)	Begründung: Defizite Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Tricladida		

Letzteres gilt auch für die Einschätzungen von Marschengewässern nach Novak (2009). So wird von den Autoren der ökologische Zustand z.B. des Wittemoortiefs (Jul 09) als „mäßig – gut“ eingeschätzt, so dass das weniger strenge Potenzial vermutlich mindestens als „gut“ klassifiziert würde. Die festgestellte Gemeinschaft umfasst insgesamt 31 Taxa, wobei deutliche Defizite bei den Trichoptera, Odonata (jeweils 1 Art)

sowie auch bei den Gastropoda und Bivalvia (2 bzw. 3 Taxa) zu konstatieren sind; ca. 50% der Taxa entfallen auf die Gruppen Diptera, Oligochaeta und Heteroptera (vgl. Novak 2009, MS 594). Auch andere MS werden vor diesem Hintergrund u.E. zu optimistisch bewertet. Dies gilt v.a. für die MS Ochtum-Sperwerk. Nach Novak 2009 besteht die „... Makrozoobenthoszönose neben dem Massenvorkommen der Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* größtenteils aus weiteren Molluskenarten sowie aus typischen Arten der Marschengewässer wie *Crustacea*, *Oligochaeta* und *Diptera*. Insgesamt ist die Zönose als relativ artenarm zu bezeichnen. Anhand des Makrozoobenthos wird der ökologische Zustand der Messstelle als „mäßig“ eingeschätzt.“ Insgesamt wurden hier 7 Taxa festgestellt (Tab. 31). Vor dem Hintergrund der hier für ‚nicht tideoffene Marschengewässer‘ definierten Referenzbedingungen ist die Einschätzung „mäßiger ökologischer Zustand“ deutlich zu positiv. Über den MGBI wird diese MS als „schlecht“ eingestuft.

Tab. 28: Auszug aus den Rohdaten MS Ochtum (006), Nowak (2009).

DV	ID	Wissenschaftlicher Name	Abundanzklasse
Bivalvia - Muscheln			
1097	4999	<i>Dreissena polymorpha</i>	1
1300	11176	<i>Corbicula fluminea</i>	6
Oligochaeta - Wenigborster			
1110	5866	<i>Limnodrilus sp.</i>	1
Crustacea- Krebstiere			
1188	5149	<i>Eriocheir sinensis</i>	1
1996	5294	<i>Gammarus tigrinus</i>	3
1186	12336	<i>Gammarus zaddachi</i>	5
Diptera - Zweiflügler			
762	6853	<i>Simulium sp.</i>	1

Tab. 29 zeigt die Bewertung für Gewässer, die 2008 im Zuständigkeitsbereich des NLWKN Brake untersucht und hinsichtlich ihres ökologischen Potenzials eingeschätzt wurden (Schwahn 2008). Insgesamt wurden 34 Messstellen aus 33 Gewässern untersucht. Nach Schwahn (2008) sind insgesamt 10 MS als „schlecht“, 15 als „unbefriedigend“ und 9 als „mäßig“ klassifiziert. Die Taxazahlen wiesen dabei eine Spannweite von 6 Taxa (Südender Leke) im Minimum und 47 Taxa (Hörsper Ollen) im Maximum auf.

Alle 2008 untersuchten Messstellen wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit auch mittels MGBI bewertet. Dabei zeigt sich, dass etwa 70 % der MGBI-Bewertungen, den Einschätzungen von Schwahn (2008) entsprechen. Abweichung um >1 Qualitätsklasse sind dabei nicht zu verzeichnen. Systematische Muster im Hinblick auf die Abweichungen wurden hier anders als z.B. im Vergleich zu anderen Einschätzungen (s.o.) nicht deutlich. So gab es durch den MGBI bessere (N = 7) als auch schlechtere Einstufungen (N = 3, Tab. 29).

Tab. 29: Benthosbasierte Einstufung des ökologischen Potenzials) verschiedener nicht tideoffener Marschengewässer aus dem Bearbeitungsgebiet des NLWKN Brake nach MGBI (Subtyp „Marschen“ – ST_M & Subtyp „Geestnah-ST_GN“) im Vergleich zur Einschätzung nach Schwahn (2008). Daten NLWKN Brake aus Schwahn (2008).

Gewässer	MS-Nr.	Taxazahl	Ind. Cpue	Geesteinfluss	ÖP_Schwahn	MGBI_ST_M	MGBI_ST_GN
Braker Sieltief	12	20	290	kein	poor	0,26	
Braker Sieltief	13	17	119	kein	bad	0,20	
Abbehauser Sieltief	15	23	543	kein	poor	0,26	
Maade	34	9	832	kein	bad	0,17	
Jade	39	40	1062	deutlich; moorig	moderate	0,51	0,36
Ollen	100	20	340	gering	poor	0,24	
Käseburger Sieltief	109	34	1170	gering; gering	moderate	0,34	
Fedderwarder Sieltief	113	21	443	kein	poor	0,22	
Woppenkamper Bäche	148	20	455	deutlich	poor	0,35	0,23
Grimmenser Tief	151	15	831	kein	bad	0,23	
Bübbenser Tief	167	23	1242	kein	moderate	0,25	
Crild. Mühlentief	170	22	604	gering	poor	0,42	
Poggenburge Leide	176	19	959	kein	poor	0,35	
Fedderwarder Tief	177	23	756	kein	poor	0,37	
Hooksieler Tief	180	21	990	kein	moderate	0,43	
Eckwarder Sieltief	213	24	1576	kein	moderate	0,30	
Blexer Sieltief	216	16	362	kein	bad	0,21	
Beckumer Sieltief	218	19	572	kein	bad	0,20	
Käseburger Sieltief	220	22	211	gering	poor	0,31	
Doorgraben	224	25	581	gering	poor	0,34	
Upjeversches Tief	249	29	435	kein	moderate	0,41	
Ems-Jade-Kanal	253	15	339	kein	bad	0,30	
Neustädter Tief	254	16	398	kein	poor	0,26	
Friedeburger Tief	255	17	885	gering	poor	0,27	
Brunner Bäche	260	17	526	deutlich-stark	poor	0,26	0,19
Nordender Leke	262	8	1376	gering	bad	0,13	
Südender Leke	301	6	332	gering	bad	0,14	
Schweiburger Sieltief	381	12	276	kein	bad	0,28	
Brookseite Mitte	394	41	905	deutlich; moorig	moderate	0,50	0,33
Hörsper Ollen	395	47	1824	deutlich	moderate	0,58	0,39
Wapel	438	30	729	deutlich-stark	poor	0,40	0,31
Verbindungstief	537	13	1572	kein	bad	0,27	
Flagbalger Sieltief	586	23	394	kein	poor	0,26	
Hauptpumpgraben Jader Ad	587	46	818	kein; moorig	moderate	0,47	

Subtyp „Geestnah“

Einige Messstellen, die einem definierten „1,5 km-Bereich“ um die Geest positioniert waren, sind auf der Grundlage der für den Subtyp „Geestnah“ definierten Referenzbedingungen bewertet worden (s. Tab. 26, Tab. 29). Die Referenzbedingungen für diesen Subtyp schließen insbesondere eine fließgewässertypische Faunenkomponente mit ein (s. Kap. 6.1). Es zeigt sich, dass alle hier beispielhaft bewerteten niedersächsischen Gewässer vor diesem Hintergrund ein bestenfalls „unbefriedigendes“ ökologisches Potenzial aufweisen, wobei das Metric „Fließgewässerkomponente“ die Messstellen ausnahmslos als „schlecht“ klassifiziert. Der Anteil fließgewässertypischer Arten lag i.d.R. bei deutlich < 10 %. Eine gute oder mäßige Ausprägung dieses Subtyps ist auf der zur Verfügung stehenden Datenbasis auf niedersächsischem Gebiet über die Zusammensetzung der Benthosgemeinschaft nicht festzustellen.

Anders als die hier berücksichtigten niedersächsischen Gewässer scheinen Gewässer aus Schleswig-Holstein z.T. diesen Subtyp besser zu repräsentieren. Dies gilt insbesondere für die Treene (MS Hollingstedt), die nach den hier definierten Referenzbedingungen sogar (knapp) das gute ökologische Potenzial erreicht. Kennzeichnet ist die Treene hier durch eine hohe Gesamttaxazahl (überwiegend N > 40) und einen hohen Anteil von fließgewässertypischen Taxa von > 40%. Die Taxagruppen Ephemeroptera, Trichoptera sowie partiell auch Plecoptera sind hier vergleichsweise zahlreich vertreten. Die Bewertungen zeigen auch, dass der saisonale Zeitpunkt bewertungsrelevant sein kann. So wird im April und Oktober 2000, das „gute Potenzial“ (knapp) verfehlt, während für Juni oder August 2000 höhere EQR-Werte (>0,7, „gut“) verzeichnet wer-

den (Tab. 26). Auch räumlich scheint die Besiedlung der Treene zu variieren. So wird für die Messstelle Süderhöft (Jun 2010) lediglich ein EQR von 0,32 ermittelt. Die assoziierte Bewertung „unbefriedigend“ resultiert aus der Tatsache, dass der Anteil fließgewässertypischer Taxa hier nur 6 % (Metric *FG* = *schlecht*; diese MS hier nicht in den Tabellen dargestellt) beträgt.

8.8 Trennschärfe

Um zu überprüfen, ob und wie das Verfahren in der Lage ist verschiedene Besiedlungssituationen über das Bewertungsergebnis widerzuspiegeln, wurden beispielhaft auf der Grundlage der Treene-Daten (Subtyp „Geestnah“) Gemeinschaftsanalysen mittels MDS-Analyse (Clarke & Warwick 1994) durchgeführt. Die Wahl der Treene-Daten (!Hinweis: für diese exemplarische Analyse wurden auch Daten der Treene von MS Tarpholz verwendet, obwohl Typ 15, aber im erweiterten Grenzbereich zur Marsch) erfolgte deshalb, da diese mit einer identischen Probenahmestrategie (Erfassungsmethodik, saisonale Untersuchungen in einem Jahr an verschiedenen MS) erhoben wurden und eine vergleichbare taxonomische Bearbeitung gewährleisten.

In der multivariaten Analyse wurden die Messstellen/Datenreihen entlang nach ihrem vorläufigen Bewertungsergebnis (bad – high) differenziert. Abb. 49 veranschaulicht das Ergebnis in einem Ordinationsdiagramm.

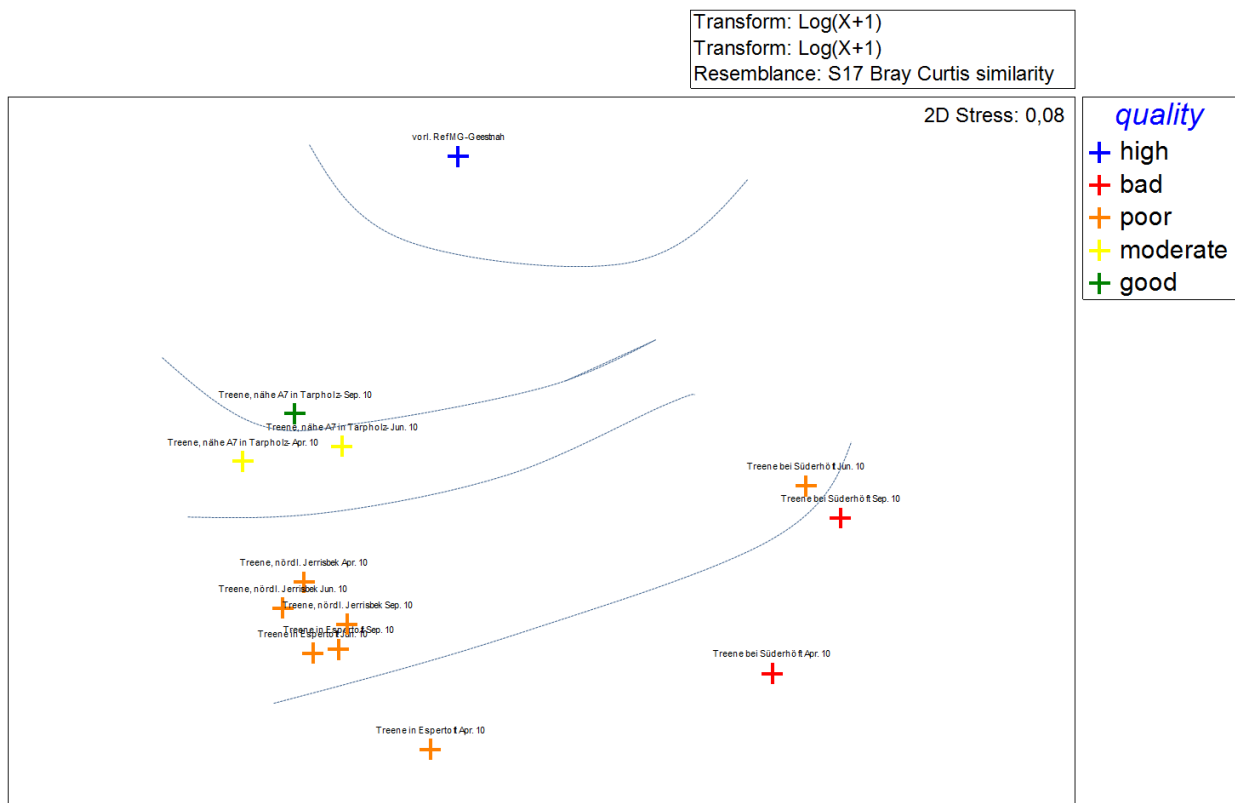


Abb. 49: MDS-Ordinationen auf der Grundlage von Treene sowie Referenzdaten (Arten-Abundanzdaten, Log-transformiert, N = 17 Datenreihen). Gewässer des Subtyps „Geestnah“.

Die Positionierung der Symbole in der Ordination zeigt deutliche Besiedlungsunterschiede zwischen den verschiedenen MS (N = 4). Diese räumlichen Unterschiede überlagern dabei saisonale Unterschiede weitgehend. Die Messstellen/Datenreihen ordnen sich entlang des Bewertungsgradienten, wobei die (hypothetische) Referenzzönose das höchste ökologische Potenzial (EQR = 1) repräsentiert und sich deutlich abseits der Treenedaten am oberen Rand der Ordination anordnet.

Messstellenintern zeigen sich gewisse saisonale Unterschiede, die z.T. gleichzeitig auch unterschiedliche Qualitätsklassen reflektieren. So differenziert sich die Messstelle Treene Tarpholz saisonal nach Bewertungsklassen „moderat“ (EQR < 0,6) und „gut“ (EQR = 0,66), wobei auch deutlich wird, dass die Unterschiede nicht sehr ausgeprägt sind. Dies spiegeln auch die EQR-Werte wider, die um die Grenze zu „gut“ variieren (s. Tab. 26). Dennoch lassen spiegeln die formale abgegrenzten Qualitätsklassen auch gewisse unterschiedliche MZB-Besiedlungen wider (vgl. SIMPER-Analyse, Tab. 31)

Die Datenreihen, die nach MGBI_ST_GN als „unbefriedigend“ und „schlecht“ klassifiziert grenzen sich deutlich von den Kategorien „moderate“, „good“ und „high“ ab (Abb. 49).

Der ‚Stress- Wert‘ der 2-dimensionalen Ordinations-Darstellung gibt Auskunft über deren Aussagekraft. Der hier erreichte Wert von 0.08 (s. Abb. 49) verdeutlicht die insgesamt gute Aussagekraft der Ordination. Ähnliches gilt für den globalen R-Wert (>0,5) sowie für die R-Werte der paarweisen Vergleiche die mit größer >0,25 z.T. >0.75 eine gut bzw. sehr gut belastbare Trennbarkeit der Gruppen signalisieren (R-Statistic, Tab. 30). Weitere Hinweise zum MDS lassen sich Kap. 2.3.3 entnehmen.

Tab. 30: Ergebnisse der ANOSIM-Analyse. Vergleich der Besiedlung von MS mit unterschiedlichen Potenzialkategorien, nur Subtyp „Geestnah“. N = 13 (Treene, verschiedene MS, verschiedene saisonale Zeitpunkte).

Pairwise Tests	R	Significance
Groups	Statistic	Level %
high, bad	1	33,3
high, poor	0,687	25
high, moderate	1	33,3
bad, poor	0,578	5,6
bad, moderate	1	33,3
bad, good	1	33,3
poor, moderate	0,39	13,9
poor, good	0,442	25
moderate, good	-1	100

Eine durchgeführte SIMPER-Analyse gibt Hinweise darauf, welche Taxa für die festgestellten Unterschiede verantwortlich waren (Tab. 31). Die Unähnlichkeiten der Gemeinschaften sind mit 49 % („gut vs. mäßig“, s. Tab. 31) und >73 % sowie >90 % zwischen „gut vs. unbefriedigend“ bzw. „gut vs. schlecht“ mäßig bis hoch.

Die Unterschiede werden vornehmlich durch fließgewässertypische Arten hervorgerufen, im Falle des Vergleichs „gut vs. mäßig“ zeigt, dass Arten wie *Potamophylax*, *Calopteryx*, *Baetis fuscatus* oder *Nemurella pictetii* für einen Teil der Unterschiede verantwortlich sind. Insgesamt tragen 20 Taxa zu 54 % der festge-

stellten Unterschiede zwischen gut und mäßig bei (Tab. 31). Dem Anhang 1 sind die Ergebnisse aller Vergleiche der SIMPER-Analyse zu entnehmen.

Tab. 31: Ergebnisse der Simper-Analyse für die Stationsgruppen „moderate“ vs. „good“, Daten Treene 2010.

Groups moderate & good

Average dissimilarity = 48,96

Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Potamophylax latipennis	0	0,96	2,04	14,5	4,17	4,17
Paraleptophlebia submarginata	0,87	0	1,85	14,5	3,78	7,94
Isoperla grammatica	0,81	0	1,72	5,52	3,51	11,45
Sialis lutaria	0	0,74	1,58	14,5	3,22	14,67
Anisus vortex	0	0,74	1,58	14,5	3,22	17,89
Radix balthica	0	0,74	1,58	14,5	3,22	21,11
Calopteryx splendens	0	0,74	1,58	14,5	3,22	24,33
Nemurella pictetii	0	0,74	1,58	14,5	3,22	27,55
Orectochilus villosus	0,63	0	1,34	5,82	2,73	30,28
Platambus maculatus	0	0,53	1,12	14,5	2,29	32,57
Baetis fuscatus	0	0,53	1,12	14,5	2,29	34,86
Nepa cinerea	0	0,53	1,12	14,5	2,29	37,14
Atherix ibis	0	0,53	1,12	14,5	2,29	39,43
Baetis rhodani	0,48	0	1,07	0,71	2,18	41,62
Polycentropus flavomaculatus	0,26	0,74	1,04	1,21	2,13	43,75
Dendrocoelum lacteum	0,26	0,74	1,04	1,21	2,13	45,88
Sericostoma	0,37	0,87	1,02	0,98	2,09	47,97
Erpobdella octoculata	0,26	0,74	0,99	1,37	2,02	49,99
Grammotaulius nigropunctatus	0,26	0,74	0,99	1,37	2,02	52,01
Halesus	0,26	0,74	0,99	1,37	2,02	54,03

Die durchgeführten stichprobenhaften Analysen haben gezeigt, dass der Bewertungsansatz zwischen unterschiedlichen Besiedlungssituationen differenzieren kann und die resultierenden Ergebnisse vor dem Hintergrund der faunistischen Kennwerte plausibel erscheinen. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass es sich hier nur um eine beispielhafte Analyse auf der Datengrundlage eines Gewässers handelt.

9. Fazit

Die Anwendung des MGBI scheint v.a. für den Subtyp „Marschen“ plausible Bewertungen des ökologischen Potenzials über die Qualitätskomponente Makrozoobenthos zu ermöglichen. Unterstützt wird diese Annahme durch eine vergleichsweise hohe Übereinstimmung mit vorliegenden Experteneinschätzungen. Die in Einzelfällen vorhandenen deutlichen Abweichungen erscheinen erklärbar.

Weniger eindeutig bleibt die Abgrenzung und Bewertung des Subtyps „Geestnah“. Die hier beispielhaft berücksichtigten niedersächsischen Gewässer wiesen auch in Geestnähe keine charakteristische Fließgewässerkomponente auf, die als Bestandteil des typischen Fauneninventars dieses Subtyps definiert wurde. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist nicht belastbar zu belegen, ob die festgestellten Defizite Resultat einer Belastung sind oder ob die hier ausgewählten Messstellen („1,5 km-Bereich“) generell nicht dem Subtyp entsprechen würden.

Insgesamt bleibt also zu prüfen, welche MS tatsächlich über den Subtyp „Geestnah“ bewertet werden sollten. Des Weiteren ist zu prüfen und ob die schleswig-holsteinische MS Bremsburg (Geestbereich aber 1,5 km von der Grenze zur Marsch) in der Treene als mögliche Referenz für das gute ökologische Potenzial auch für niedersächsische Marschengewässer des Subtyps „Geestnah“ herangezogen werden kann oder ob die Treene aufgrund ihres deutlicheren Geesteinflusses sogar als eigener „Sondertyp“ gelten müsste. Falls die Treene als Referenz geeignet wäre bleibt zu empfehlen, im Rahmen einer Evaluation hier die MZB-Besiedlungsvariabilität (z.B. saisonal, interanuell) vertieft zu erfassen, um die derzeitigen Klassengrenzen zu verifizieren oder ggf. zu modifizieren. Es sollte aber darüber hinaus geprüft werden, ob auch auf niedersächsischen Gebiet ein hier noch nicht berücksichtigtes Gewässer/Messstelle diesen Subtyp ebenfalls gut reflektieren könnte, um eine Überprüfung der hier definierten Referenzbedingungen zu ermöglichen.

Eine Testphase durch koordinierte Datenerhebungen ist generell erforderlich, um das Verfahren zu überprüfen und zu plausibilisieren.

Literatur

- Adena, J. & K. Handke, 2001: Die Libellenfauna von Grünland-Grabensystemen im Bremer Raum. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz, 5, 91 – 104.
- BFG (Bundesanstalt für Gewässerkunde), 1992: Umweltverträglichkeitsuntersuchung zur Anpassung der Fahrrinne der Außenweser an die künftig weltweit gültigen Anforderungen der Containerschifffahrt SKN-14m-Ausbau. - (Bericht 0664) Koblenz: 218 S.
- Bick, K., 1982: Bioindikatoren und Umweltschutz. - Decheniana-Beihefte 26, 2-5.
- Bohn C., O. Gretzschel, J. Hirschfeld, G. Nischwitz, R. Pöpperl & G. Schmidt, 2003: Limnologisch-faunistische und vegetationskundliche Methoden. TN 2 - Methoden und Modelle. Version 0.5 Stand: 29.04.03, Flumagis.
- Borcherding, 1883: Die Molluskenfauna der nordwestdeutschen Tiefebene. Abh. Naturw. Ver. Bremen 8: 255-368
- Böttger, K. & Pöpperl, R., 1990: Limnische Wirbellose als Bioindikatoren für die Bewertung von Strukturparametern in Fließgewässern. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 135-142.
- Buddensiek, V., G. Ratzbor & K. Wächter, 1993: Auswirkungen von Sandeintrag auf das Interstitial kleiner Fließgewässer im Bereich der Lüneburger Heide. Natur & Landschaft 68(2): 47-51.
- Busch, D., Schirmer, M., Schröder, K. & B. Schuchardt, 1984: Der Ausbau der Unterweser zum Großschiffahrtsweg und seine Auswirkungen auf das Flußökosystem und die Flußfischerei. N. Arch. f. Nds. 33 (1), 60-80.
- Caspers, H. & C. W. Heckman, 1982: The biota of a small standing water ecosystem in the Elbe flood plain. Arch. Hydrobiol./Suppl. Bd. 61, 227 – 311.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 1994: Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. - Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, U.K.: 144 S.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 1994: Similarity-based testing of community pattern: the 2-way layout with no replication. - Marine Biology 118: 167-176. u. Anhang.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 1998: A taxonomic distinctness index and its statistical properties. Journal of Applied Ecology 35, 523–531
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 1999: The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. Marine Ecology Progress Series 184, 21–29
- Clarke, K. R. & R. N. Gorley, 2001: Primer v5. User Manual/Tutorial. - PRIMER-E Ltd, Plymouth: 91 S.
- Claus, B., 1998: Länderübergreifendes Schutzkonzept für die Ästuarie Elbe, Weser und Ems. - WWF BUND, Bremen: ohne S.
- Claus, B., P. Neumann & M. Schirmer, 1994: Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch. Band 2: Konkretisierung der Entwicklungsziele, Maßnahmen/Entwicklungskonzept, Landwirtschaftliche Perspektiven. - Veröffentlichung der Gemeinsamen Landesplanung Bremen/Niedersachsen Nr. 8-94. XXIV, Niedersächsisches Innenministerium, Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung der Freien Hansestadt Bremen, Bremen: 232 S. und Anhang.

- Crueger, B., 2000: Reale und potentielle Makroinvertebratenfauna eines tidebeeinflussten Wümmeabschnitts mit neuangelegtem Seitenarm. Dipl.-Arbeit Universität Bremen.
- DVWK, 1992: Methoden und ökologische Auswirkungen der maschinellen Gewässerunterhaltung. Merkblätter 224, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Essink, K., C. Dettmann, H. Farke, K. Laursen, G. Lüerßen, H. Marencic & W. Wiersinga, 2005: Wadden Sea Quality Status Report 2004. - Wadden Sea Ecosystem No. 19, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 359 S.
- EUROPÄISCHE UNION 2001: Richtlinie 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
- Focke, R. & E. Kiel, 2008: Gewässerökologische Charakterisierung geschöpfter Marschengewässer der Küstenmarschen Norddeutschlands. Abschlussbericht, Universität Oldenburg. Nds. WattenmeerStiftung.
- Franzius, L., 1895: Die Korrektion der Unterweser Bd. 1 und Bd. 2 einschließlich Tiefenkarten der Unter- und Außenweser aus den Jahren 1887, 1890, 1893. - Wilhelm Engelmann Verlag, Leipzig: 32 S.
- Fruttiger, A., S. Hocevar, D. Küry, P. Niederhauser, P. Rey, Ü. Sieber & A. Stöckli, (2005): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Flächendeckend. Entwurf für die Erprobung, März 2005. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL Bern, 2005.
- Garms, R., 1961: Biozönotische Untersuchungen an Entwässerungsgräben in Flußmarschen des Elbe-Aestuars. Arch. Hydrobiol./Suppl. Elbe-Aestuar XXVI ¾, 344 – 462.
- Glacer, D., Greve, K., Halle, M., Müller, A., Podraza, P. & T. Zumbroich, 2008: Künstliche und erheblich veränderte Fließgewässer und Herleitung des "guten ökologischen Potenzials". BMBF-Verbundprojekt MAKEF, Kurzübersicht.
- Grabemann, I., A. Müller & B. Kunze, 1993: Ausbau der Unter- und Außenweser. Morphologie und Hydrologie. - In: UVP-FÖRDERVEREIN (Hrsg.), Umweltvorsorge für ein Fluß-Ökosystem. Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund: 21-36.
- Haesloop, U., 2008: Bericht zur Untersuchung der Makrozoobenthosuntersuchung in Marschengewässern im Rahmen der EG-WRRL. AG: NLWKN Brake.
- Hagge, A., F. Egger & H. J. Krieg, 2003: Untersuchungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie in ausgewählten Flussunterläufen (Hypopotamal) und Speicherbecken der Marschen von Schleswig- Holstein. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, unveröffentlicht, Kiel-Flintbek: 52 + Anhang S.
- Hagge, A., F. Eggers, H.-J. Krieg, & H.-J. Schubert, 2004: Untersuchungen zur EU-WRRL an ausgewählten Flussunterläufen (Hypopotamal) und Speicherbecken der Marschen von Schleswig-Holstein. Bd. 1-8, Wirbellosenfauna. AG: LANU Kiel-Flintbeck.
- Handke, U., B. Köck, W. Kundel & U. Müller, 1996: Grabenräumung im Niedervieland. Endbericht,. AG: Wasserwirtschaftsamt Bremen.
- Holm, A., 1989: Ökologischer Bewertungsrahmen Fließgewässer (Bäche). Landesamt für Naturschutz und Landespflege Schleswig-Holstein, Kiel.

- Höpner, T., 1996: Die Ems – der kleine Tieflandstrom. – In: LOZÁN, J. & H. KAUSCH (Hrsg.), Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey-Verlag, Berlin: 52-59.
- Jager, Z., 2009: KRW-Maatlat vis overgangswater Eems-Dollard. RWS Waterdienst.
- Illies, J. (1978): Limnofauna Europaea. 2. Aufl., Fischer Verlag, Stuttgart.
- Jander, V., 1998: Biostatistik in der Fließgewässerkunde – ökologische und statistische Grundlagen für die Anwendung. Dipl.-Arbeit Universität Bremen.
- Kausch, H., 1996: Die Elbe - ein immer wieder veränderter Fluß. - In: LOZÁN, J. & H. KAUSCH (Hrsg.), Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey, Berlin: 43-52.
- Kiel, E., O. Schaper, B. Wolff & C. Feld, 2004: Ökologische Bewertung von Marschengewässern entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht zu den Projekten Teil II und Teil III. AG: NLÖ, Hildesheim.
- Kohlmann, R., 1878: Molluskenfauna in der Unterweser. Abh. Naturw. Ver. Bremen 6: 49 –97.
- Kraft, D., 1995: Die Wirkung von Brackwasser auf das Makrozoobenthon eines Grabensystems in der Unterwesermarsch. Dipl.-Arbeit, Universität Bremen.
- Krieg, H.-J., 2005: Die Entwicklung eines modifizierten Potamo-Typie-Indexes (Qualitätskomponente Makrozoobenthos) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. AG: Wassergütestelle Elbe.
- Krieg, H.-J., 2006: Prüfung des erweiterten Aestuar-Typie-Indexes (AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen Überwachungskonzeptes (Biomonitoring). Praxistest AETI anhand aktueller Daten der wirbellosen Bodenfauna (Zoobenthos) im Untersuchungsraum Tideelbe (2005) und Konzept zur Probenahmestrategie sowie Design und Probenauf- und Bearbeitung. AG: Wassergütestelle Elbe.
- Küfog, 2006: Ausarbeitung eines EU-Bewertungssystems nach EU-Wasserrahmenrichtlinie für das Makrozoobenthos des Weserästuars. Projektbericht i. Auftrag des NLWKN.
- LANU, 2001: Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- LANU, 2003: Benthosdaten von Messstellen aus der Stör (Breitenberg, Wittenberge). Exceltabelle. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- LANU, 2006: Konzept zur Überwachung der Gewässer in den Flussgebietseinheiten Schleswig-Holsteins. Methodenhandbuch Fließgewässer. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- Lorenz, A., Hering, D., Feld, C. K. & Rolaufts, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydro-morphological degradation on the macroinvertebrate fauna in five German stream types. Hydrobiologia 516: 107-127.
- Meier C., Böhmer, Haase, P., Lorenz, A., Rawer-Jost, C., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Zenker, A. & D. Hering, 2006b: Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Stand Mai 2006. www.fliessgewaesserbewertung.de

- Meier C., Böhmer, J., Biss, R., Feld, C., Haase, P., Lorenz, A., Rawer-Jost, C., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Zenker, A. & D. Hering, 2006a: Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. UBA, UF-OPLAN-Nr. 20224 223, 198 Seiten.
- Meyer, T., T. Berg & K. Fürhaupter, 2006a: Bewertung von Makrozoobenthos im Küstengewässer der FGE Weser und Elbe nach WRRL. Test einer MarBIT-Erweiterung. - Projektbericht im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg. unveröffentl.
- Miler, O., Brauns, M., Böhmer J. & M. Pusch, 2010: „Praxistest des Verfahrens zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos“. IGB Potsdam, Projekt-Nr. O 5.10
- Moller Pilot, H.K.M., 2009: Chironomidae of the Netherlands and Adjacent Lowlands. Biology and Ecology of the Chironomini. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.
- Nehring, S. & H. Leuchs, 2001: Ansätze und Perspektiven einer ökologischen Bewertung in Übergangs- und Küstengewässern. Einführung. BfG-BLMP-Workshop am 24.4.2001, Hamburg. BfG-Veranstaltungen 5/2001, 5 –11.
- NLÖ, 2001: Gewässergütebericht 2000. - Oberirdische Gewässer 13/2001: 40.
- NLWKN & SBUVE, 2007: Naturräumliche Gliederung Niedersachsens und Bremens. Quelle: Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz, Hannover.
- NLWKN Brake 2007: Benthosuntersuchung in tideoffenen Marschengewässern in Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Bremen nach der AeTV-Methodik (vgl. Krieg 2005). AG: NLWKN Brake.
- NLWKN, 2009: Ökologische Einstufung von Benthosorganismen in Marschengewässern nach dem BBM-Index. Datentabellen: NLWKN Aurich, Brake, Lüneburg, Stade, Verden.
- Petermeier, A. & Schöll, F. (1994): Historische Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Zoobenthos und Fische) im deutschen Abschnitt der Elbe. Gutachten i. A. des BM f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. - BfG Koblenz, 173 S.
- Podraza, P., 2008: Das „Gute Ökologische Potenzial“ - Versuch einer Definition. Ruhrverband Essen. Präsentation, Wassernetz NRW.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano W., Wilken R.-D. & Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M., 2006: Erste Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Umweltbundesamt, Bonn.
- Rademacher, U., 1991: Folgeuntersuchungen zum Schlupferfolg von Libellen in Grabensystemen des Niedervielandes. Dipl.-Arbeit, Universität Münster.
- Refcond 2.3 : Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer. CIS-Arbeitsgruppe 2.3 – Referenzbedingungen für oberirdische Binnengewässer.
- Reincke, H., 1995: Wie hat sich die Gewässerqualität im Elbeinzugsgebiet verändert? - In: UMLTBEHÖR-DE HAMBURG (Hrsg.), Situation der Elbe 5 Jahre nach der Wende. 7-23.

- Reusch, H., 1995: Planungsrelevante Aufbereitung und Bewertung faunistisch-ökologischer Daten vom Makrozoobenthos in Fließgewässern. Schr.-R. f. Landschaftspfl. U. Naturschutz 43, BfN, Bad Goderberg, 31 – 43.
- Schirmer, M., 1996: Die Weser – eine Zustandsbeschreibung. In: LOZÁN, J. & H. KAUSCH (Hrsg.), Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey, Berlin: 75 – 83.
- Schöll, F. A. Haybach & B. König, 2005: Das erweiterte Potamotypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: Kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-WRRL. Hydrologie und Wasserwirtschaft, 49, Heft 5: 234-247.
- Schöll, F. A. Haybach, 2001: Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI). BfG-Mitteilung, 23: 1-27.
- Scholle J. & B. Schuchardt, 1996: Nebenflüsse – ihre Bedeutung für die Regeneration der Biozönose des Hauptgewässers. In: LOZÁN, J. & H. KAUSCH (Hrsg.), Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey, Berlin: 286 - 292.
- Schuchardt, B., 1994: Die Wasserqualität der Hase: Konsequenzen für ein Revitalisierungskonzept. In: BERNHARDT K.-G. (Hrsg.): Revitalisierung einer Flusslandschaft.. Schr.-Reihe der Bundesstiftung Umwelt, Bd. 1: Zeller Verlag Osnabrück.
- Schuchardt, B., 1995: Die Veränderung des Tidenhubs in den inneren Ästuaren von Eider, Elbe, Weser und Ems. Ein Indikator für die ökologische Verformung der Gewässer.- Naturschutz und Landschaftsplanung 27 (6): 211-217.
- Schuchardt, B., Busch, D., Schirmer, M. & K. Schröder, 1985: Die aus Fangstatistiken rekonstruierbare Bestandsentwicklung der Fischfauna der Unterweser seit 1891: ein Indikator für Störungen des Ökosystems. Natur und Landschaft 60, 11: 441-444
- Schuchardt, B., Haesloop, U. & M. Schirmer, 1993: The tidal freshwater reach of the Weser Estuary: riverine or estuarine?- Neth. J. Aquatic Ecol. 27 (2-4), 215-226.
- Schuchardt, B., J. Scholle, S. Schulze & T. Bildstein, 2007: Vergleichende Bewertung der ökologischen Situation der inneren Ästuarie von Eider, Elbe, Weser und Ems: Was hat sich nach 20 Jahren verändert? - In: GÖNNERT, G., B. PFLÜGER & J.-A. BREMER (Hrsg.), Von der Geoarchäologie über die Küstendynamik zum Küstenzonenmanagement - Coastline Reports 9. 15-26.
- Schuchardt, B.; M. Schirmer; G. Janssen; S. Nehring & H. Leuchs, 1999: Estuaries and Brackish Waters.- Wadden Sea Quality Status Report.- Wadden Sea Ecosystem 9, Wilhelmshaven: 175-186.
- Schwahn, J., 2008: Makrozoobenthos-Untersuchungen an Marschgewässern im Bereich des NLWKN Brake-Oldenburg nach der MHS-Methode und halbquantitative Aufsammlung mit dem Vorschlag eines Bewertungsverfahrens. AG: NLWKN Brake
- Siefert, W. & J. Jensen, 1993: Fahrrinnenvertiefung und Tidewasserstände in der Elbe. - Hansa 130 (10): 119-125.
- Speth S. & R. Brinkmann, 2003: Abschlussuntersuchungen zur Beschreibung typspezifischer Referenzbedingungen in größeren Flüssen Schleswig-Holsteins auf Grundlage der benthischen wirbellosen Süßwasserfauna in Hinblick auf die Umsetzung der Eu-WRRL. AG: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.

- STAWA AURICH, 1996: Gütedaten ostfriesischer Oberflächengewässer. Staatliches Amt für Wasser und Abfall Aurich.
- Ter Braak, C.J.F & P. Smilauer, 2002: Reference manualan CanoDraw for Windows. User's guide: Software cor Canonical Community Ordination (version 4.5), Ithaca, NY, USA.
- Tischler, W., 1979: Einführung in die Ökologie. Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Ulmer, G., 1903: Hamburgische Elb-Untersuchung, V. Trichopteren. Mitteilg. Aus dem Zoolog. Museum in Hamburg 20, 279 –289.
- Verdonschot, R.C.M., H.E. Keizer-Vlek, & P.F.M. Verdonschot, 2012: Developement of a multimetric index based on macroinvertebrates for drainage ditch networks in agricultural areas. Ecological indicators 13, 232 – 242.
- Von Drachenfels, O., 2010: Überarbeitung der Naturräumlichen Regionen Niedersachsens. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 30. Jg. Nr. 4 249-252 Hannover
- Warwick, R. M. & K. R. Clarke (1995). New 'biodiversity' measure reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. Marine Ecology Progress Series 129, 301–305.
- Wetzel, V., 1987: Der Ausbau des Weserfahrwassers von 1921 bis heute. Jb. Hafenbautechn. Ges. 42, 83-105.
- WGE, 2007: Steckbrief für den Gewässertyp 22.3. der Tideelbe. Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- Wieland, P., 1993: Deichschutz und Binnenentwässerung im Eidergebiet. - In: DVWK (Hrsg.), Historischer Küstenschutz. Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart: 463-486. WORKING GROUP 2.4 – COAST 2003; WORKING GROUP 2A – ECOLOGICAL STATUS (ECOSTAT) 2003
- Williams, W. D., Boulton, A. J. & Taaffe, R. G. (1990): Salinity as a determinant of salt lake fauna - a question of scale. Hydrobiologia 197, 257-266.
- Witt, J. & U. Haesloop (2001): Das Makrozoobenthos in den Grabensystemen des Grosstraumes Bremen. Bund f. Umwelt und Naturschutz (BUND): Bremer Beitr. Naturkunde und Naturschutz 5.
- Ysebaert, T. & P. M. J. Herman, 2004b: The assessment of the ecological status of coastal and transitional waters based on benthic-maco-invertebrates: classification and intercalibration within the Water Framework Directive. - NIOO-CME Report 2004-1 S.
- Ysebaert, T., V. Escaravage & P. Herman, 2004a: Scientific assessment of state of the art "Dutch WFD benthos classification for transitional waters". - NIOO-CEME, Yserke, NL, S.
- Zenker, A., Baier, B. & J. Böhmer, 2006: Feinabstimmung des Bewertungsverfahrens für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern. Institut für Zoologie Universität Hohenheim, Bericht (O 4.05) i. A. der LAWA.
- Zucchi, H. (1993): Zur Ökologie heimischer Fließgewässer - eine Einführung. - Ber. Naturhist. Ges. Hannover 135: 7-28.
- Zwick, P. (unveröff.): Schriftliche Mitteilung über historische Vorkommen der Plecopterenarten Taenioteryx araneoides, T. nebulosa und Isogenus nubecula in der Elbe. Zit. in Petermeier & Schöll, 1994, BfG Koblenz.

Anhang 1_ Trennschärfe SIMPER-ANALYSE (Treene 2010)

Groups high & bad

Average dissimilarity = 93,80

Species	Group high Av.Abund	Group bad Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Pisidium	1,91	0	2,8	65,2	2,98	2,98
Potamopyrgus antipodarum	1,84	0	2,7	65,2	2,88	5,86
Erpobdella octoculata	1,84	0	2,7	65,2	2,88	8,74
Chironomus plumosus - Gruppe	1,84	0	2,7	65,2	2,88	11,62
Sigara striata	1,84	0	2,7	65,2	2,88	14,5
Gammarus tigrinus	1,84	0	2,7	65,2	2,88	17,37
Proasellus coxalis	1,83	0	2,68	65,2	2,86	20,23
Gammarus	1,78	0	2,6	65,2	2,78	23,01
Baetis vernus	1,65	0	2,41	65,2	2,57	25,58
Platambus maculatus	1,65	0	2,41	65,2	2,57	28,16
Chironomus riparius - Gruppe	1,65	0	2,41	65,2	2,57	30,73
Limnodrilus	1,65	0	2,41	65,2	2,57	33,31
Valvata piscinalis	1,85	0,37	2,18	2,72	2,32	35,63
Gammarus pulex	1,84	0,37	2,15	2,92	2,29	37,92
Sigara falleni	1,84	0,37	2,15	2,92	2,29	40,22
Erpobdella nigricollis	1,4	0	2,05	65,2	2,18	42,4
Nemoura cinerea	1,4	0	2,05	65,2	2,18	44,58
Anacaena globulus	1,4	0	2,05	65,2	2,18	46,77

Groups high & poor

Average dissimilarity = 85,45

Species	Group high Av.Abund	Group poor Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Chironomus plumosus - Gruppe	1,84	0	2,43	21,7	2,84	2,84
Sigara striata	1,84	0	2,43	21,7	2,84	5,69
Gammarus tigrinus	1,84	0	2,43	21,7	2,84	8,53
Gammarus	1,78	0	2,34	21,7	2,74	11,28
Valvata piscinalis	1,85	0,11	2,31	5,51	2,71	13,98
Potamopyrgus antipodarum	1,84	0,11	2,3	5,48	2,69	16,67
Pisidium	1,91	0,18	2,28	5,45	2,67	19,34
Proasellus coxalis	1,83	0,15	2,22	6,36	2,59	21,93
Baetis vernus	1,65	0	2,17	21,7	2,54	24,48
Chironomus riparius - Gruppe	1,65	0	2,17	21,7	2,54	27,02
Limnodrilus	1,65	0	2,17	21,7	2,54	29,57
Sigara falleni	1,84	0,21	2,15	4,46	2,52	32,08
Erpobdella octoculata	1,84	0,23	2,13	5,43	2,5	34,58

Platambus maculatus	1,65	0,08	2,08	6,66	2,43	37,01
Unio pictorum	1,65	0,11	2,04	4,97	2,39	39,4
Nemoura cinerea	1,4	0	1,84	21,7	2,16	41,56
Anacaena globulus	1,4	0	1,84	21,7	2,16	43,72
Tubificidae	1,4	0	1,84	21,7	2,16	45,88

Groups bad & poor

Average dissimilarity = 81,99

Species	Group bad	Group poor	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Ephemera danica	0	0,61	3,05	1,95	3,72	3,72
Baetis	0	0,58	2,79	1,48	3,4	7,12
Sphaerium corneum	0,63	0,08	2,79	2,18	3,4	10,52
Baetis rhodani	0	0,56	2,79	2,02	3,4	13,92
Unio pictorum	0,63	0,11	2,75	2,37	3,36	17,27
Gammarus pulex	0,37	0,9	2,66	1,46	3,24	20,52
Pisidium amnicum	0	0,52	2,5	1,4	3,04	23,56
Pisidium casertanum	0,48	0	2,4	0,94	2,93	26,49
Anabolia nervosa	0	0,43	2,15	1,05	2,62	29,12
Kageronia fuscogrisea	0	0,42	2,04	1,08	2,48	31,6
Bithynia tentaculata	0,63	0,23	1,98	1,36	2,42	34,02
Baetis fuscatus	0	0,39	1,9	1,1	2,32	36,34
Pisidium subtruncatum	0,37	0,08	1,85	0,97	2,25	38,59
Radix balthica	0,37	0,27	1,84	1,16	2,25	40,84
Brachycentrus subnubilus	0	0,4	1,82	0,83	2,22	43,06
Sigara falleni	0,37	0,21	1,82	0,94	2,22	45,28

Groups high & moderate

Average dissimilarity = 78,62

Species	Group high	Group moderate	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Pisidium	1,91	0	2,31	25,46	2,93	2,93
Valvata piscinalis	1,85	0	2,24	25,46	2,85	5,78
Potamopyrgus antipodarum	1,84	0	2,23	25,46	2,83	8,62
Sigara falleni	1,84	0	2,23	25,46	2,83	11,45
Chironomus plumosus - Gruppe	1,84	0	2,23	25,46	2,83	14,28
Sigara striata	1,84	0	2,23	25,46	2,83	17,11
Gammarus tigrinus	1,84	0	2,23	25,46	2,83	19,94
Proasellus coxalis	1,83	0	2,21	25,46	2,82	22,76
Gammarus	1,78	0	2,15	25,46	2,73	25,49
Unio pictorum	1,65	0	1,99	25,46	2,53	28,03
Platambus maculatus	1,65	0	1,99	25,46	2,53	30,56
Chironomus riparius - Gruppe	1,65	0	1,99	25,46	2,53	33,09

Limnodrilus	1,65	0	1,99	25,46	2,53	35,63
Erpobdella octoculata	1,84	0,26	1,9	5,06	2,42	38,04
Nemoura cinerea	1,4	0	1,69	25,46	2,15	40,19
Anacaena globulus	1,4	0	1,69	25,46	2,15	42,34
Tubificidae	1,4	0	1,69	25,46	2,15	44,49
Baetis vernus	1,65	0,37	1,53	2,67	1,95	46,44

Groups bad & moderate

Average dissimilarity = 91,36

Species	Group bad	Group moderate	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Hydropsyche	0	0,91	3,29	6,5	3,61	3,61
Baetis	0	0,91	3,27	20,3	3,58	7,18
Ephemera danica	0	0,87	3,12	10,03	3,42	10,6
Paraleptophlebia submarginata	0	0,87	3,12	10,03	3,42	14,01
Heptagenia sulphurea	0	0,81	2,91	5,31	3,18	17,2
Isoperla grammatica	0	0,81	2,91	5,31	3,18	20,38
Dugesia gonocephala	0	0,81	2,87	32,42	3,14	23,52
Glossiphonia complanata	0	0,74	2,66	10,03	2,91	26,44
Ancylus fluviatilis	0	0,74	2,66	10,03	2,91	29,35
Unio pictorum	0,63	0	2,26	5,24	2,48	31,83
Bithynia tentaculata	0,63	0	2,26	5,24	2,48	34,3
Orectochilus villosus	0	0,63	2,24	9,37	2,46	36,76
Gammarus pulex	0,37	0,96	2,08	1,4	2,27	39,03
Baetis rhodani	0	0,48	1,86	0,87	2,04	41,07
Pisidium casertanum	0,48	0	1,77	0,86	1,93	43
Hydropsyche pellucidula	0	0,43	1,69	0,87	1,85	44,85
Heptagenia	0	0,43	1,69	0,87	1,85	46,7

Groups poor & moderate

Average dissimilarity = 71,79

Species	Group poor	Group moderate	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Hydropsyche	0	0,91	2,6	6,51	3,62	3,62
Isoperla grammatica	0	0,81	2,29	5,57	3,19	6,81
Dugesia gonocephala	0	0,81	2,27	10,3	3,16	9,97
Paraleptophlebia submarginata	0,11	0,87	2,18	2,63	3,04	13,02
Ancylus fluviatilis	0	0,74	2,1	8,44	2,92	15,94
Heptagenia sulphurea	0,11	0,81	2,02	2,31	2,81	18,75
Orectochilus villosus	0	0,63	1,78	6,9	2,47	21,23
Glossiphonia complanata	0,18	0,74	1,63	1,76	2,26	23,49
Baetis rhodani	0,56	0,48	1,34	1,81	1,87	25,36

Heptagenia	0	0,43	1,31	0,95	1,83	27,18
Hydropsyche pellucidula	0,18	0,43	1,28	1,06	1,78	28,97
Kageronia fuscogrisea	0,42	0	1,2	1,1	1,67	30,63
Serratella ignita	0,37	0,37	1,19	1,06	1,65	32,29
Anabolia nervosa	0,43	0,37	1,16	1,09	1,62	33,91
Hydropsyche siltalai	0	0,43	1,15	0,96	1,6	35,51
Pisidium amnicum	0,52	0,37	1,13	1,03	1,57	37,08
Baetis vernus	0	0,37	1,12	0,95	1,56	38,64
Sericostoma	0	0,37	1,12	0,95	1,56	40,19
Simulium ornatum-Gr.	0	0,37	1,12	0,95	1,56	41,75
Baetis fuscatus	0,39	0	1,12	1,1	1,55	43,31
Asellus aquaticus	0,71	0,37	1,11	0,99	1,55	44,86
Simulium	0,11	0,37	1,1	0,95	1,54	46,39

Groups high & good

Average dissimilarity = 76,09

Species	Group high Av.Abund	Group good Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Pisidium	1,91	0	2,19	Undefined!	2,87	2,87
Valvata piscinalis	1,85	0	2,12	Undefined!	2,79	5,66
Potamopyrgus antipodarum	1,84	0	2,11	Undefined!	2,77	8,44
Sigara falleni	1,84	0	2,11	Undefined!	2,77	11,21
Chironomus plumosus - Gruppe	1,84	0	2,11	Undefined!	2,77	13,98
Sigara striata	1,84	0	2,11	Undefined!	2,77	16,75
Gammarus tigrinus	1,84	0	2,11	Undefined!	2,77	19,52
Proasellus coxalis	1,83	0	2,1	Undefined!	2,76	22,28
Gammarus	1,78	0	2,04	Undefined!	2,67	24,96
Unio pictorum	1,65	0	1,89	Undefined!	2,48	27,44
Chironomus riparius - Gruppe	1,65	0	1,89	Undefined!	2,48	29,92
Limnodrilus	1,65	0	1,89	Undefined!	2,48	32,4
Nemoura cinerea	1,4	0	1,6	Undefined!	2,1	34,5
Anacaena globulus	1,4	0	1,6	Undefined!	2,1	36,6
Tubificidae	1,4	0	1,6	Undefined!	2,1	38,71
Platambus maculatus	1,65	0,53	1,28	Undefined!	1,69	40,4
Erpobdella octoculata	1,84	0,74	1,26	Undefined!	1,66	42,05
Acroloxus lacustris	1,08	0	1,24	Undefined!	1,63	43,68
Potamothenix hammoniensis	1,08	0	1,24	Undefined!	1,63	45,31

Groups bad & good

Average dissimilarity = 91,54

Species	Group bad Av.Abund	Group good Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Potamophylax latipennis	0	0,96	2,94	31,16	3,22	3,22

Ephemera danica	0	0,87	2,67	31,16	2,92	6,13
Hydropsyche	0	0,87	2,67	31,16	2,92	9,05
Ancylus fluviatilis	0	0,87	2,67	31,16	2,92	11,96
Sericostoma	0	0,87	2,67	31,16	2,92	14,88
Erpobdella octoculata	0	0,74	2,28	31,16	2,49	17,36
Baetis vernus	0	0,74	2,28	31,16	2,49	19,85
Baetis	0	0,74	2,28	31,16	2,49	22,34
Sialis lutaria	0	0,74	2,28	31,16	2,49	24,82
Chironomidae	0	0,74	2,28	31,16	2,49	27,31
Pisidium amnicum	0	0,74	2,28	31,16	2,49	29,79
Anisus vortex	0	0,74	2,28	31,16	2,49	32,28
Heptagenia sulphurea	0	0,74	2,28	31,16	2,49	34,76
Glossiphonia complanata	0	0,74	2,28	31,16	2,49	37,25
Dugesia gonocephala	0	0,74	2,28	31,16	2,49	39,73
Calopteryx splendens	0	0,74	2,28	31,16	2,49	42,22
Hydropsyche pellucidula	0	0,74	2,28	31,16	2,49	44,7
Grammotaulius nigropunctatus	0	0,74	2,28	31,16	2,49	47,19

Groups poor & good

Average dissimilarity = 73,61

Species	Group poor Av.Abund	Group good Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
Potamophylax latipennis	0	0,96	2,4	11,38	3,26	3,26
Hydropsyche	0	0,87	2,17	11,38	2,95	6,21
Ancylus fluviatilis	0	0,87	2,17	11,38	2,95	9,16
Sericostoma	0	0,87	2,17	11,38	2,95	12,11
Baetis vernus	0	0,74	1,85	11,38	2,52	14,63
Sialis lutaria	0	0,74	1,85	11,38	2,52	17,15
Dugesia gonocephala	0	0,74	1,85	11,38	2,52	19,66
Calopteryx splendens	0	0,74	1,85	11,38	2,52	22,18
Polycentropus flavomaculatus	0	0,74	1,85	11,38	2,52	24,7
Elmis aenea/mauguetii	0	0,74	1,85	11,38	2,52	27,21
Simulium ornatum-Gr.	0	0,74	1,85	11,38	2,52	29,73
Ceraclea	0	0,74	1,85	11,38	2,52	32,24
Dendrocoelum lacteum	0	0,74	1,85	11,38	2,52	34,76
Nemurella pictetii	0	0,74	1,85	11,38	2,52	37,28
Asellus aquaticus	0,71	0	1,78	5,95	2,42	39,7
Sphaerium corneum	0,08	0,74	1,68	3,07	2,29	41,99
Heptagenia sulphurea	0,11	0,74	1,61	2,22	2,19	44,17
Glossiphonia complanata	0,18	0,74	1,43	1,72	1,94	46,11

Groups moderate & good

Average dissimilarity = 48,96

Species	Group moderate	Group good	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Potamophylax latipennis	0	0,96	2,04	14,5	4,17	4,17
Paraleptophlebia submarginata	0,87	0	1,85	14,5	3,78	7,94
Isoperla grammatica	0,81	0	1,72	5,52	3,51	11,45
Sialis lutaria	0	0,74	1,58	14,5	3,22	14,67
Anisus vortex	0	0,74	1,58	14,5	3,22	17,89
Radix balthica	0	0,74	1,58	14,5	3,22	21,11
Calopteryx splendens	0	0,74	1,58	14,5	3,22	24,33
Nemurella pictetii	0	0,74	1,58	14,5	3,22	27,55
Orectochilus villosus	0,63	0	1,34	5,82	2,73	30,28
Platambus maculatus	0	0,53	1,12	14,5	2,29	32,57
Baetis fuscatus	0	0,53	1,12	14,5	2,29	34,86
Nepa cinerea	0	0,53	1,12	14,5	2,29	37,14
Atherix ibis	0	0,53	1,12	14,5	2,29	39,43
Baetis rhodani	0,48	0	1,07	0,71	2,18	41,62
Polycentropus flavomaculatus	0,26	0,74	1,04	1,21	2,13	43,75
Dendrocoelum lacteum	0,26	0,74	1,04	1,21	2,13	45,88

Anhang 2_ Screenshots MGBI-Tool

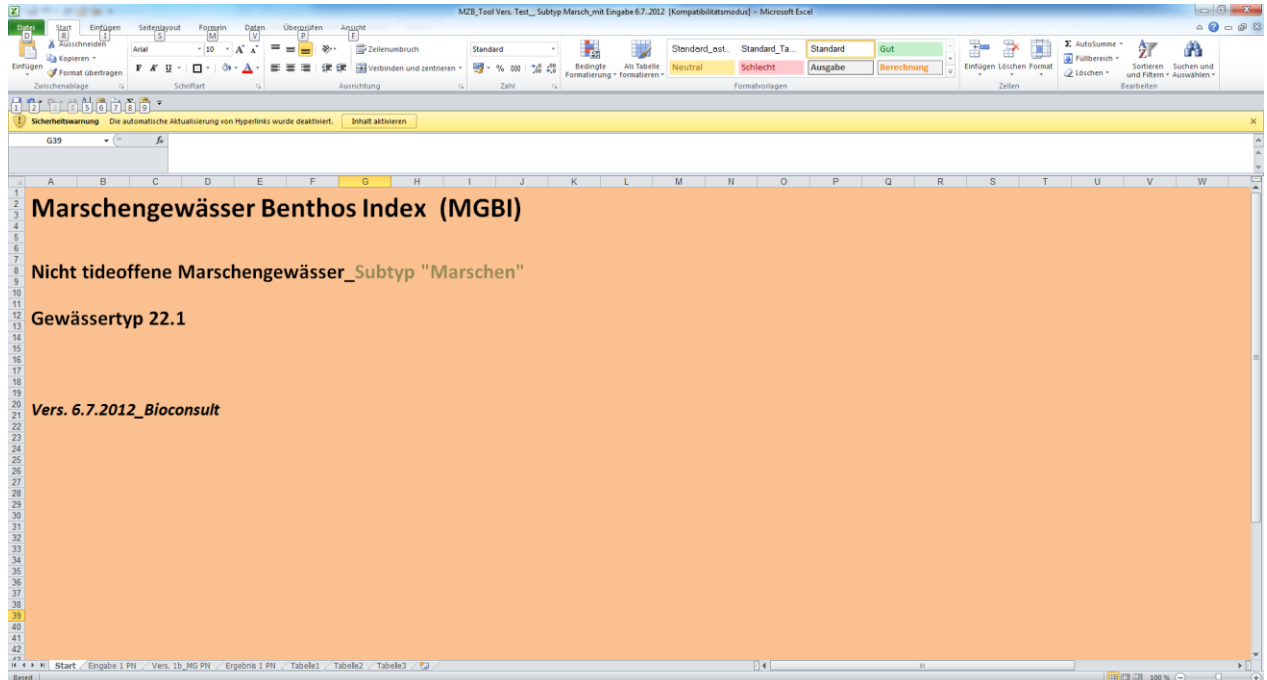


Abb. 50: Startseite MGBI-Subtyp „Marschen“

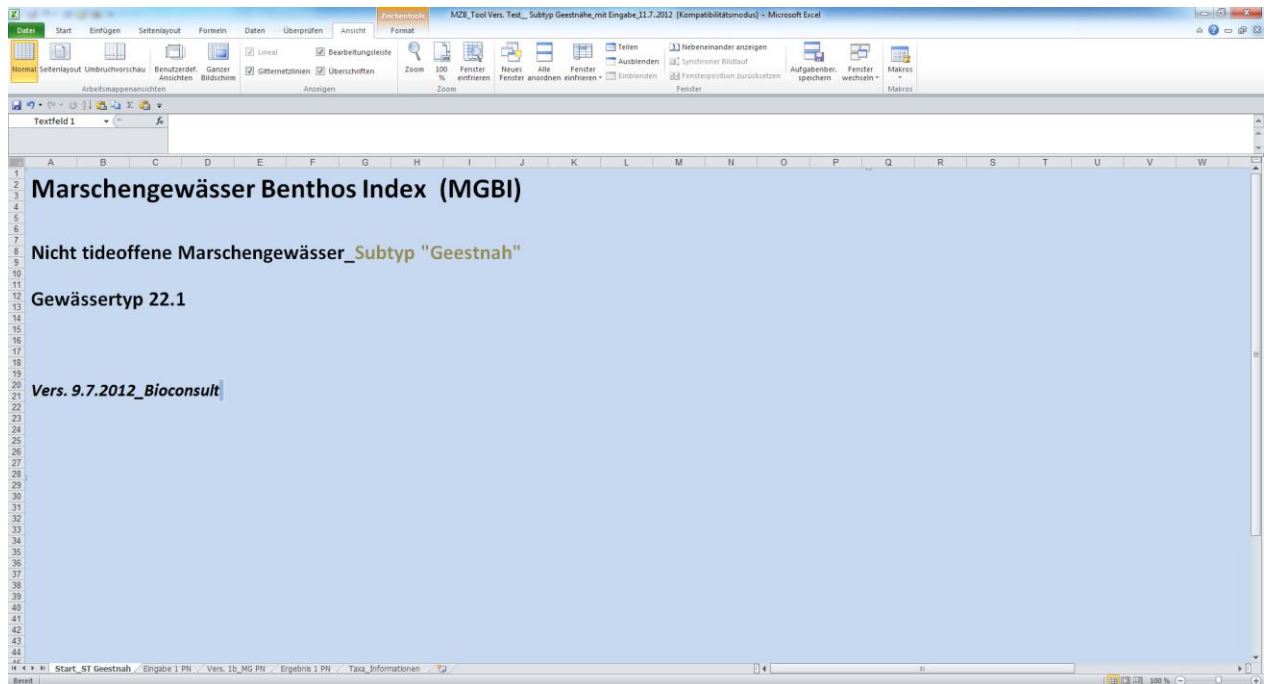
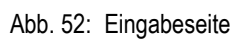


Abb. 51: Startseite MGBI-Subtyp „Geestnah“





Anhang_3 Übersicht Nachweis fließgewässertypischer Arten in Marschengewässern, z.T. in Geestrandgewässern zur Marsch (nur SH), geordnet nach Nachweishäufigkeit. Grundlage Datensatz: Benthosbeprobungen aus 1986 – 2010.

Fließgewässertypische Taxa	Gruppe	Anzahl Nachweise in NDS, HB, HH	Max. Ind./CpUE	MW Ind./CpUE
Gammarus pulex	Crustacea	166	1040	24,66
Baetis vernus	Ephemeroptera	57	200	3,60
Gammarus	Crustacea	34	407	7,06
Platambus maculatus	Coleoptera	33	200	2,30
Anacaena globulus	Coleoptera	29	65	1,30
Calopteryx splendens	Odonata	16	20	0,29
Nemoura cinerea	Plecoptera	14	20	0,45
Nemoura	Plecoptera	10	65	0,35
Nebrioporus elegans	Coleoptera	10	20	0,25
Dryops	Coleoptera	7	6	0,10
Baetis rhodani	Ephemeroptera	6	6	0,10
Hydropsyche angustipennis	Trichoptera	6	20	0,14
Stictotarsus duodecimpustulatus	Coleoptera	6	20	0,14
Sialis fuliginosa	Megaloptera	5	1	0,02
Procladius bifidus	Ephemeroptera	4	6	0,05
Simulium	Diptera	4	6	0,05
Elodes	Coleoptera	4	20	0,12
Hydraena riparia	Coleoptera	4	6	0,04
Lype reducta	Trichoptera	4	20	0,10
Agabus paludosus	Coleoptera	3	6	0,03
Ephemera vulgata	Ephemeroptera	3	20	0,08
Plectrocnemia conspersa	Trichoptera	3	2	0,01
Baetis	Ephemeroptera	2	6	0,03
Simulium (Eusimulium) angustipes	Diptera	2	6	0,04
Simuliidae	Diptera	2	20	0,14
Adicella reducta	Trichoptera	2	6	0,04
Ephemera danica	Ephemeroptera	1	65	0,23
Dugesia gonocephala	Tricladida	1	65	0,23
Hydropsyche	Trichoptera	1	6	0,02
Notidobia ciliaris	Trichoptera	1	1	0,004
Lype phaeopa	Trichoptera	1	20	0,07
Nebrioporus depressus	Coleoptera	1	6	0,02
Brychius elevatus	Coleoptera	1	20	0,07
Hydroptila martini	Trichoptera	1	6	0,02

Fließgewässertypische Taxa nur in SH (Treene, Geest, Marsch)	Gruppe	Vorkommen
Serratella ignita	Ephemeroptera	x
Baetis spp. (fuscatus, buceratus, tricolor)	Ephemeroptera	x
Kageronia fuscogrisea	Ephemeroptera	x
Paraleptophlebia submarginata	Ephemeroptera	x
Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	x
Heptagenia sulphurea	Ephemeroptera	x
Hydropsyche pellucidula	Trichoptera	x
Orectochilus villosus	Coleoptera	x
Calopteryx	Odonata	x
Gammarus fossarum	Crustacea	x
Brachycercus harrisella	Ephemeroptera	x
Caenis pseudorivulorum	Ephemeroptera	x
Calopteryx virgo	Odonata	x
Elmis aenea/mauguetii	Coleoptera	x
Halesus radiatus	Trichoptera	x
Heptagenia flava	Ephemeroptera	x
Isoperla grammatica	Plecoptera	x
Lepidostoma hirtum	Trichoptera	x
Limnius volckmari	Coleoptera	x
Oulimnius tuberculatus	Coleoptera	x
Paraleptophlebia cincta	Ephemeroptera	x
Sericostoma	Trichoptera	x
Simulium ornatum-Gr.	Diptera	x
Dryops luridus	Coleoptera	x
Heptagenia	Ephemeroptera	x
Hydropsyche siltalai	Trichoptera	x
Nemurella pictetii	Plecoptera	x
Sigara hellensii	Heteroptera	x
Silo nigricornis	Trichoptera	x
Simulium morsitans	Diptera	x