



Hunte am Schäferhof (Okt. 2011)

Rahmenentwurf zur Fortsetzung der Dümmeranierung.

Klärung von Einzelfragen

Endbericht

29.11.2012

Auftraggeber: NLWKN - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Sulingen, Am Bahnhof 1, 27232 Sulingen

Auftragnehmer: Dr. habil. Klaus-Dieter Wolter, Kolberger Str. 3, 65191 Wiesbaden,
E-Mail (*Adresse ist verfremdet, bitte ohne Zahlen eintippen*): k2d.w6olte7r@w8eb.de
Dipl.-Ing. Gert Köhler, Trencmannstraße 35, 16816 Neuruppin,
E-Mail (*Adresse ist verfremdet, bitte ohne Zahlen eintippen*): k9oehl2er@was1ser-b8ode5n-lu7ft.de

Danksagung

Wir danken den Mitarbeitern des NLWKN Sulingen, insbesondere H.-H. Schuster, und dem Dümmer-Beirat (Sulingen) für die konstruktive Zusammenarbeit.

Prof. Dr. Wilhelm Rippl i.R. hat als „*Senior Scientist*“ wertvolle Hinweise gegeben, das ehemalige Team vom FG Limnologie (M. Feibicke, W. Arp, B. Koppelmeyer und andere) hat Daten des ehemaligen Versuchspolders bereitgestellt und war immer offen für fachliche Diskussionen.

Inhalt

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	6
1 Einleitung und Veranlassung	13
2 Datenmaterial	14
3 Einzugsgebiet, Hydrologie und Frachten	15
3.1 Vorbemerkung zu Mittelwerten von Abfluss, Konzentration und Frachten	15
3.2 Einzugsgebiet von Hunte und Dümmer	15
3.3 Hydrologie	17
3.3.1 Niederschlag	17
3.3.2 Hunte	17
3.3.3 Elze	21
3.3.4 Bornbach	22
3.4 Frachten	22
3.4.1 Phosphor in Niederschlägen	22
3.4.2 Hunte	22
3.4.3 Spitzen der Phosphorfracht in der Hunte	23
3.4.4 Elze	24
3.4.5 Bornbach	25
3.5 Kläranlagen	25
3.6 Hydrologie und Phosphorfracht weiterer (Teil-) Einzugsgebiete	25
4 Der Dümmer	31
4.1 Sanierungs-/Restaurierungsziel	32
4.2 „Sofortmaßnahmen“ gegen Geruchsbelästigungen und Fischsterben	33
4.3 Makrophytenbewirtschaftung im See	33
4.4 Übersicht und Bewertung möglicher alternativer Restaurierungsmaßnahmen	33
4.4.1 Grundsätzliches zur Erfolgsaussicht von Restaurierungsmaßnahmen	34
4.4.2 Mögliche Restaurierungsmaßnahmen	34
4.5 Wissenschaftlich nicht anerkannte Restaurierungs- oder Sanierungsverfahren	38
5 Sanierung des Dümmers durch dezentrale Schilfpolder	39
6 Planung eines zentralen Schilfpoldersystems	42
6.1 Allgemeines	42
6.1.1 Funktion	42
6.1.2 Grundsätzliche technische Eignung eines Schilfpolders - Beispiele, Referenzen und Funktionsnachweis	43
6.1.3 Versuchspolderbetrieb 1990-1994	47
6.1.4 Sedimentation	48
6.1.5 Übertragbarkeit der Leistungsdaten kleiner Versuchssysteme auf eine Großanlage	48
6.1.6 Schlussfolgerung zur Eignung eines Schilfpoldersystems zur Sanierung des Dümmers	49
6.2 Hydrologie des geplanten Schilfpoldersystems	49
6.2.1 Wasserstand, Wassertiefe, Abfluss und Sohlenhöhe im Schilfpoldersystem	49
6.2.2 Hochwasser	52
6.2.3 Hydraulik des Schilfpoldersystems	53
6.2.4 Verdunstung im geplanten Schilfpoldersystem	55
6.2.5 Infiltration - Versickerung von Wasser aus dem Schilfpoldersystem	57
6.2.6 Kolmation (Selbstdichtung)	59
6.2.7 Zusammenfassung: Wasserbilanz Schilfpolder und Dümmer	60

6.3	Aufbau und Struktur des Schilfpoldersystems	62
6.3.1	Linienpolder und Rasterpolder	62
6.3.2	Die Optimierung der Poldergeometrie.....	62
6.3.3	Der Schilfpolder als temporäre Schlammdeponie	63
6.4	Phosphorbelastung des Schilfpoldersystems nach 2009	64
6.4.1	Berechnung nach saisonalen Anteilen der Phosphorfracht.....	64
6.4.2	Ungewöhnlich hohe Phosphorfracht im Monat März.....	67
6.4.3	Saisonale Konzentration von Phosphor als Eingangsparameter der Schilfpolderdimensionierung	67
6.5	Dimensionierung und Retentionsleistung des Schilfpoldersystems.....	68
6.5.1	Dimensionierung der Poldergröße nach repräsentativer Graphik	69
6.5.2	Methode der Dimensionierung der Poldergröße nach k-C* Modell (Kadlec & Knight).....	71
6.5.3	Methode der Dimensionierung der Poldergröße nach P-k-C* Modell (Kadlec & Wallace).....	75
6.5.4	Methode der Dimensionierung des Schilfpoldersystems nach Regressionsformel für den Versuchspolder (Ripl, Feibicke <i>et al.</i> 1994)	76
6.5.5	Methode der Dimensionierung nach Tageswerten der Polderbeschickung im Monat März	77
6.5.6	Ergebnisse der Dimensionierung eines Schilfpoldersystems nach Monatsmittelwerten und nach Tageswerten im Monat März.....	78
6.5.7	Dimensionierung eines Versuchspolders für die Behandlung der Elze	85
6.5.8	Empfehlungen zur Poldergröße - Zusammenfassende Bewertung der Ansätze zur Dimensionierung.....	86
6.6	Verringerung der Nährstofffracht und Optimierung der Nährstoffretention	89
6.7	Geeignete Pflanzenarten und Schilfanpflanzung.....	91
6.7.1	Röhrichtbildner	91
6.7.2	Empfehlung zur Auswahl der Pflanzenarten für den Schilfpolder	94
6.7.3	Anlage und Pflege des Schilfpolders	97
6.8	Fischdurchgängigkeit.....	102
6.8.1	Potenziell natürliche Fischfauna	102
6.8.2	Bypass 300 L/s mit ungereinigtem Huntewasser.....	103
6.8.3	Fischaufstiegsanlage mit Schleusenkammer	103
6.8.4	Kosten einer Fischaufstiegsanlage.....	106
6.8.5	Bewertung einer Fischaufstiegsanlage.....	106
6.9	Naturschutz	107
6.9.1	Bedeutung für verschiedene Arten	107
6.9.2	Mahd	108
6.9.3	Finanzierung.....	108
6.9.4	Rechtliche Rahmenbedingungen.....	111
6.9.5	Zielsetzungen „Phosphorretention“ versus „Naturschutz“	112
7	Monitoring des Schilfpoldersystems und des Dümmers	114
8	Erfolgsaussichten eines Schilfpoldersystems und Prognose für den See	114
8.1	Prognose der Phosphorretention im Schilfpoldersystem.....	115
8.2	Voraussetzungen für einen Sanierungserfolg im Dümmer	115
8.3	Vergleich mit anderen Seen.....	117
8.4	Erfolgsprognose für einen Sanierungserfolg im Dümmer.....	118
8.5	Prognose für den Dümmer bei Nicht-Durchführung der Maßnahme „Bau eines Schilfpoldersystems“	119
9	Technische und wirtschaftliche Betrachtung	119
9.1	Allgemeines, Verortung des Schilfpoldersystems und Bauabschnitte.....	119
9.2	Bau des Schilfpoldersystem - Ausführung in Bauabschnitten.....	123

9.2.1	Los 01 Deiche	123
9.2.2	Los 02 Zulaufkanal zum Schilfpolder mit Regeleinrichtungen	124
9.2.3	Los 03 Schilfpolder	125
9.2.4	Los 04 Betriebspolder (Schlamm, Anzucht-Polder, Bodenauftragsflächen)	128
9.2.5	Los 05 Ablauf aus dem Poldersystem mit Regeleinrichtungen	128
9.2.6	Los 06 Technische Ausstattung	129
9.2.7	Zeichnerische Darstellung	129
9.2.8	Los 07 Pflanz- und Erntetechnik von künstlichen Feuchtgebieten mit Schilf	133
9.2.9	Los 08 Erschließung	133
9.3	Nutzung des Schilfrohes als Reetdeckung und Baumaterial	135
9.3.1	Dacheindeckung	135
9.3.2	Dämmmaterial	135
9.4	Stoffliche und/oder energetische Nutzung der anfallenden Biomasse	135
9.4.1	Biomasse	135
9.4.2	Kohlenstoffgewinnung	136
9.5	Maschineneinsatz für die Bewirtschaftung des Schilfpolders	136
9.5.1	Raupen mit Kunststofflaufwerken	136
9.5.2	Mähboote	136
9.6	Organisation und Optimierung des Schilfpolderbetriebes	137
9.7	Geschäftsmodell	137
9.7.1	Öffentlicher Träger	138
9.7.2	Vereins-Modell	138
9.7.3	GbR-Modell	139
9.7.4	Bau- und Dienstleistermodell	139
9.7.5	Genossenschafts-Modell	140
9.7.6	Empfehlung zum Geschäftsmodell	141
9.8	Vorläufige Kostenannahme zum Bau des Schilfpoldersystems	141
10	Nachhaltige Landnutzung und Entwicklungsperspektive der Landwirtschaft	143
10.1	Nachhaltige Landnutzung zur Erhöhung der „Ökosystemdienstleistung der Natur“ im Einzugsgebiet	143
10.2	Nachhaltige Landnutzung zur Erhöhung der „Ökosystemdienstleistung der Natur“ für die Gewässer	146
11	Zusammenfassung	149
12	Abkürzungsverzeichnis	153
13	Quellenverzeichnis - Literatur, Rechtsgrundlagen und Internet	155

Abbildungen und Tabellen

Abbildungen

- Abb. 1: Einzugsgebiet des Dümmers (Daten und Graphik: NLWKN, Stand März 2012). Farbige Darstellung: Teileinzugsgebiete, Zahlen: Teileinzugsgebietgrößen [km²]. 16
- Abb. 2: Hunte-Schäferhof - Jahresabfluss von 1983 bis 2011. Vor und nach Bornbachumleitung, Mittlerer Jahresabfluss 1983-2008 und 2010/2011. Daten NLWKN, verändert 18
- Abb. 3: Perzentilen der saisonalen Verteilung des Wasserstandes am Pegel Hunte Schäferhof 1990-2011. 5 %-, 25 %-, 50 %- (Median), 75 %-, 95 %-Perzentile und Mittelwert. (Daten NLWKN). 20
- Abb. 4: Perzentilen der saisonalen Verteilung des Abflusses am Pegel Hunte Schäferhof ohne Bornbach. 1990-April 2009: 80,5 % des gemessenen Abflusses, April 2009-2011: gemessener Abfluss. 5 %-, 25 %-, 50 %- (Median), 75 %-, 95 %-Perzentile und Mittelwert. (Daten NLWKN)... 21
- Abb. 5: Hunte-Schäferhof - Gesamt-Phosphor-Fracht pro Jahr von 1982 bis 2011. Vor und nach Bornbachumleitung, Mittlere Jahresfracht 1982-2008 und 2010/2011. Zielwert der Jahres-Phosphorfracht bei einer Gesamt-P-Konzentration von 50 µg/L. Daten NLWKN, verändert..... 23
- Abb. 6: Halbstundenwerte von Abfluss [m³/s] und Fracht von Ges-Phosphor [kg/30 min] in der Hunte, Messstation Schäferhof am 05.01.2012. (Graphik NLWKN, Makala, pers. Mitt., verändert) 24
- Abb. 7: *Graphik oben:* auf Messungen in den Fließgewässern beruhende Frachten von Gesamt-Phosphor 1986-1988 in t/a (Zahlen in Kreisen) und **Frachten bekannter Punktquellen** in rot neben Dreiecken (▲) (Poltz 2001 unveröff., StAWA Sulingen unveröff.). *Fließgraphik unten:* Gegenüberstellung von gemessenen („Messung“) und als Summe des zufließenden Wassers berechneten Frachten („Summe“) im Kasten, in rot ist das **prozentuale Verhältnis** Summe der P-Fracht im Oberlauf und Zufluss *geteilt durch* Messung dargestellt (eigene Graphik). 27
- Abb. 8: Flächenspezifische Phosphor-Frachten aus der Fläche von Teileinzugsgebieten der oberen Hunte nach Abzug der Frachten der Kläranlagen (vgl. Abb. 7) in kg P/(km²*a). In roter Farbe hervorgehoben ist die seit April 2009 nicht mehr in die Hunte entwässernde Fläche des Teileinzugsgebietes des Bornbachs (Daten: Poltz, pers. Mitt.; Graphik: Wolter, 2012; Hintergrundgraphik: NLWKN und UHV70, verändert). 28
- Abb. 9: Phosphor-Immissionen von Teileinzugsgebieten der oberen Hunte vor Umleitung des Bornbaches bei mittleren Abflussbedingungen in kg P/(ha*a). (Quelle: Scheer & Voermanek 2012c). (*Immissionen am Messpunkt Hunte Schäferhof, durch P-Retention in der Hunte liegen die P-Emissionen von der Fläche besonders in den südlichen Bereichen deutlich darüber.*) 30
- Abb. 10: Saisonale Verteilung des Regelwasserstandes im Dümmer seit 04/2009 (Hunte Wasserverband 2009) 31
- Abb. 11: Beispiel für die Anordnung von dezentralen Schilfpoldern an den Hauptzuflüssen zum Dümmer. (Graphik: Wolter, 2012; Hintergrundgraphik: NLWKN und UHV70, verändert). 40
- Abb. 12: Schematische Darstellung der Retention von Trüb- und Nährstoffen, Phosphor und Stickstoff in einem Schilfpolder. (Graphik: Wolter, Graphik Schilf: Hildmann 1992, pers. Mitt.)43

Abb. 13: Jahresbilanzen von Phosphor, Stickstoff sowie Wasserzulauf und -austausch im Versuchsschilfpolder. Mittel der Abflussjahre 1990-1994 sowie Gesamtmittel. (Quelle: Rippl, Feibicke <i>et al.</i> 1994)	47
Abb. 14: Schematische Skizze eines Einzelpolders mit hoher hydraulischer Effizienz. Aufsicht und Längsschnitt. (Nach Kadlec & Wallace 2009, verändert).....	63
Abb. 15: Beziehung zwischen Abfluss [Mio m ³ /a] (mit Bornbach) und Phosphor-Jahresfracht [t P/a] an der Messstelle Hunte Schäferhof 1990-2008. (Daten NLWKN, umgerechnet)	64
Abb. 16: Perzentile der mittleren Abflüsse MQ [m ³ /s] am Pegel Hunte Schäferhof ohne den Anteil des Bornbaches (80,5 % des Gesamtabflusses) für die Zeiträume 1990-2008 und Einordnung der Abflüsse nach der Bornbachumleitung für 2010, 2011 und für den Mittelwert 2010-2011 in die Verteilung. (Daten NLWKN, umgerechnet).	65
Abb. 17: Verteilung der mittleren Tagesabflüsse 1990-2008 und 2010-2011 an der Messstation Hunte Schäferhof. (Daten NLWKN, verändert)	65
Abb. 18: Prozentualer saisonaler Anteil am Jahresabfluss und an der Jahres-P-Fracht in den Zeiträumen 1990-2008 und 2010-2011. (Daten NLWKN, verändert).....	66
Abb. 19: Mittelwerte für den Zusammenhang zwischen Phosphor-Flächenbelastung und Phosphorkonzentration im Abfluss von Freiwasser-Feuchtgebieten. Dargestellt sind nur die Systeme mit einer Ges-Phosphor-Konzentration von 0,12-0,54 mg P/L (nach Kadlec & Wallace 2009, verändert). Dargestellt ist auch die Lage des Versuchsschilfpolders (Ripl, Feibicke <i>et al.</i> 1994) und der Bereich, in dem das am Dümmer geplante Schilfpoldersystem liegen soll.	70
Abb. 20: Tageswerte 2010-2011 Hunte Schäferhof: Abfluss (m ³ /s) gegen Konzentration Gesamt-Phosphor (mg P/L)	103
Abb. 21: Schematische Darstellung eines Vorschlages für eine Anlage zur Gewährleistung der Fischdurchgängigkeit	104
Abb. 22: Funktion der vorgeschlagenen Anlage zur Gewährleistung der Fischdurchgängigkeit. Erklärung im Text.	105
Abb. 23: Mögliche Fläche für Naturschutz-Maßnahmen, Flächengröße etwa 44 ha.....	110
Abb. 24: Vorläufige Planung Schilfpoldersystem auf Teilen der Optionsfläche II. Darstellung landeseigener Flächen. Die Phasen P2 und P3 können getauscht werden. (Planung und Zeichnung: G. Köhler. Hintergrundkarte: NLWKN. Landeseigene Flächen: LGLN)	121
Abb. 25: Vorläufige Planung für das Schilfpoldersystem im ersten Bauabschnitt auf Teilen der Optionsfläche II. - - - - Grenze der in Landesbesitz befindlichen Flächen. (Planung und Zeichnung: G. Köhler. Hintergrundkarte: NLWKN)	122
Abb. 26: Regelquerschnitt für den Leitdamm. Planung/Zeichnung: G. Köhler	131
Abb. 27: Regelquerschnitt für den Zulauf. Planung/Zeichnung: G. Köhler	132
Abb. 28: Regelquerschnitt für den Ablauf. Planung/Zeichnung: G. Köhler	133
Abb. 29: RGB-Composit (oben) und Thermalbild (unten) Dümmer und Einzugsgebiet (Einzugsgebiet dunkel hervorgehoben). Berechnung des Einzugsgebietes: GRASS-GIS. Quellen: DEM - SRTM data und Landsat 7 ETM: USGS - United States Geological Survey, http://glovis.usgs.gov	144

Tabellen

Tab. 1: Einzugsgebietsgrößen. Stand 02-2012. Daten NLWKN (Schuster, pers. Mitt.). Vgl. Abb. 1. ... 15	15
Tab. 2: Monatliche Mittelwerte des Niederschlags (mm/Monat) an der Optionsfläche II. (Daten NLWKN). 17	17
Tab. 3: Saisonale Abflussverteilung der Hunte an der Station Schäferhof. Korrigierte Messwerte 1990 bis April 2009 vor der Bornbachumleitung (80,5 % des gemessenen Abflusses) und unkorrigierte Messwerte nach der Bornbachumleitung (April 2009 bis 2011) sowie der aus den Tageswerten ermittelte mittlere Abfluss MQ von 2,36 m ³ /s. Daten NLWKN, verändert 18	18
Tab. 4: Abflusskennwerte Pegel Schäferhof/Hunte (ohne Bornbach) für ein Einzugsgebiet von 323,3 km ² (Basis: Tagesmittelwerte (1.11.1982 - 31.12.2011)). (Steinrücke, pers. Mitt., vorläufige Daten, Stand 07-2012) 19	19
Tab. 5: Mittlere Abflüsse an der Elze, Messstelle Hunteburg von 1961-2002. (Daten NLWKN) 21	21
Tab. 6: Abfluss und P-Jahresfrachten der Hunte am Pegel Schäferhof 2009 bis 2011, (2009 bis April noch mit Bornbachzuleitung). (Daten: NLWKN) 22	22
Tab. 7: Gesamt-Phosphor-Konzentrationen 2011 an der Messstelle Elze Lehmkuhlen (Mündung). (Daten NLWKN) 24	24
Tab. 8: Abfluss, Phosphorfracht und mittlere Phosphorkonzentration der Kläranlagen im Einzugsgebiet der oberen Hunte in den Jahren 1986-1988, 1995, 2000, 2005 und 2010. (Daten 1986-1988 NLWKN, 1995-2010 Wasserverband Wittlage) 25	25
Tab. 9: Verdunstung des Steinhuder Meer nach Wasserhaushaltsmethode (Richter 1987, neu berechnet)..... 32	32
Tab. 10: Beispiele für künstliche Freiwasserfeuchtgebiete. <i>Daten des geplanten Schilfpoldersystems Szenario "Minus-30%-P-Reduktion" (hydraulische Belastung ohne Hochwasserabschlag) - diese Arbeit.</i> 46	46
Tab. 11: Zusammenhang zwischen Poldergröße [km ²], Abfluss (=Zufluss zum Polder) [m ³ /s], hydraulischer Belastung [m/d], Wassertiefe [m] und Wasseraufenthaltszeit [d]..... 51	51
Tab. 12: Zusammenhang zwischen Poldergröße, maximalem Hochwasser im Polder und maximaler hydraulischer Belastung des Schilfpoldersystems 52	52
Tab. 13: Fließgeschwindigkeiten [cm/s] im geplanten Schilfpoldersystem in Abhängigkeit von <i>Wassertiefe im Polder [m]</i> und <i>Fließlänge [m]</i> bei einer hydraulischen Belastung von 1,08 m/d. 53	53
Tab. 14: Theoretische Wasseraufenthaltszeit [d] in Abhängigkeit von der Wassertiefe [m] bei einer hydraulischen Belastung von 1,08 m/d..... 53	53
Tab. 15: Geschätzte monatliche Evapotranspiration für den Versuchspolderbetrieb (Ripl, Feibicke <i>et al.</i> 1994), ETP (potentielle Evaporation einer freien Wasserfläche) berechnet aus Klimadaten für den Zeitraum 1990-2008 (Daten NLWKN), die aus Wasserhaushaltsgrößen abgeschätzte monatliche Verdunstung des Steinhuder Meeres (Richter 1987), die Grasreferenzverdunstung berechnet aus meteorologischen Daten (Rohdaten NLWKN) nach ATV-DVWK (2002) und die Verdunstung ET eines Feuchtgebietes nach Evaporationskoeffizienten-Methode. Alle Angaben in mm/d..... 56	56

Tab. 16: Zusammenfassung der mittleren saisonalen Wasserhaushaltsgrößen für ein Feuchtgebiet am Dümmer und für die Seefläche in mm/d. Zu den Einzelparametern vgl. Kap. 3.3.1, 3.4.2, 0 und 6.2.4.2.	60
Tab. 17: Zusammenfassung der mittleren saisonalen Wasserbilanz von Schilfpoldersystem und Dümmer beispielhaft für ein 1,2 km ² großes Schilfpoldersystem. Abfluss Hunte Schäferhof nach der Bornbachumleitung ab 2010. Zu den Einzelparametern vgl. Kap. 3.3.1, 3.4.2, 0 und 6.2.4.2.	61
Tab. 18: Abfluss, Anteile des Abflusses, Phosphorfracht, Anteile der Phosphorfracht und volumengewichtete Phosphorkonzentration in den einzelnen Monaten. Prognose für die Jahre ab 2010 nach der Bornbachumleitung. (Daten NLWKN, neu berechnet)	66
Tab. 19: Saisonale Verteilung der arithmetisch und volumengewichteten Monatsmittelwert für die Zeiträume 1990-2008 und 2010-2011 und Berechnung der Reduktion der Konzentration nach verschiedenen Ansätzen: Spalte 6: Frachtreduktion auf 42,8 % der Monatsfracht nach saisonalen P-Frachtanteilen, Spalte 7: Konzentrationsreduktion auf 64 % der arithmetischen Mittel, Spalte 8: Konzentrationsreduktion auf 66 % der volumengewichteten Mittel. Daten NLWKN, verändert.	68
Tab. 20: Verteilung der Geschwindigkeitskonstante k der P-Retention für 282 Feuchtgebiete (Kadlec & Wallace 2009).	72
Tab. 21: Berechnung der Geschwindigkeitskonstante k [m/a] nach Kadlec & Wallace (2009) für den Datensatz des Versuchspolderbetriebes 1990-1994 in Abhängigkeit von der Wassertiefe. Anzahl n der verwendeten Werte. (Daten: Ripl, Feibicke <i>et al.</i> 1994; Feibicke, pers. Mitt., verändert)	74
Tab. 22: Bestimmung der Geschwindigkeitskonstanten k aus dem Datensatz des Versuchsschilfpolders für die einzelnen Jahre 1990 bis 1994 (Daten Ripl, Feibicke <i>et al.</i> 1994; Feibicke, pers. Mitt.)	75
Tab. 23: Ergebnisse der saisonalen Modellierung der Phosphorretention für das Szenario „Null-%-P-Reduktion“ (ohne Maßnahmen im Einzugsgebiet) mit Mittelwerten der hydrologischen Parameter, der Wassertiefe im Polder und der P-Bilanz. PTIS = 2,5. Fläche = 1,9 + 0,05 km ² . Monatswerte und Jahresmittel von hydrologischen Parametern (links), Wassertiefe im Polder (Mitte), sowie Phosphor-Zulauf- und Ablaufkonzentration. P-Zuflussfrachten modelliert für die Zeit nach der Bornbachumleitung. Modellierung nach Ripl, Feibicke <i>et al.</i> (1994) und Kadlec & Wallace (2009) (P-k-C* Modell). Daten NLWKN, verändert.	79
Tab. 24: Ergebnisse der saisonalen Modellierung der Phosphorretention für das Szenario „Minus-30-Prozent-P-Reduktion“ (durch Maßnahmen im Einzugsgebiet) mit Mittelwerten der hydrologischen Parameter, der Wassertiefe im Polder und der P-Bilanz. PTIS = 2,5. Fläche = 1,3 + 0,05 km ² . Monatswerte und Jahresmittel von hydrologischen Parametern (links), Wassertiefe im Polder (Mitte), sowie Phosphor-Zulauf- und Ablaufkonzentration. P-Zuflussfrachten modelliert für die Zeit nach der Bornbachumleitung. Modellierung der P-Ablaufkonzentrationen nach Ripl, Feibicke <i>et al.</i> (1994) und Kadlec & Wallace (2009) (P-k-C* Modell). Daten NLWKN, verändert.	80
Tab. 25: Ergebnisse der saisonalen Modellierung der Phosphorretention für das Szenario „Minus-30-Prozent-P-Reduktion“ (durch Maßnahmen im Einzugsgebiet) mit Mittelwerten der hydrologischen Parameter, der Wassertiefe im Polder und der P-Bilanz. PTIS = 2,5. Fläche = 0,76 + 0,05 km ² . Monatswerte und Jahresmittel von hydrologischen Parametern (links), Wassertiefe im Polder (Mitte), sowie Phosphor-Zulauf- und Ablaufkonzentration. P-	

Zuflussfrachten modelliert für die Zeit nach der Bornbachumleitung. Modellierung der P-Ablaufkonzentrationen nach Rippl, Feibicke <i>et al.</i> (1994) und Kadlec & Wallace (2009) (P-k-C* Modell). Daten NLWKN, verändert.	81
Tab. 26: Phosphorablaufkonzentrationen für eine Schilfpolderfläche von 0,5 km ² für das Szenario „Null-%-P-Reduktion“ (ohne P-Reduktion aus dem Einzugsgebiet) und für das Szenario „Minus-30-%-P-Reduktion“ aus dem Einzugsgebiet. P-k-C* Modell, PTIS 2,5, k=69 m/a (Nov-Apr) und k=138 m/a (Mai-Okt)	82
Tab. 27: Modellerte Tageswerte der Phosphor-Ablaufkonzentration aus dem Schilfpoldersystem im Monat März (1990-2011, n=682). Schilfpolder-Nettofläche. Abfluss und Phosphor-Zulaufkonzentration modelliert ohne Bornbach (1990-2009: 80,5 % des Abflusse und 64 % der P-Konzentration der Hunte). Phosphorablaufkonzentration mit Hochwasserabschlag bei hydraulischen Belastung des Polders über 1,08 m/d. Geschwindigkeitskonstante k=138 m/a, PTIS=2,5, Berechnung nach Kadlec & Wallace (2009). Erklärung der Farben im Text. Rohdaten NLWKN, Berechnung nach dem P-k-C* Modell.....	83
Tab. 28: Ergebnisse der saisonalen Modellierung der Phosphorretention für die alleinige Behandlung der Elze und für das Szenario „Null-%-P-Reduktion“ (ohne Maßnahmen im Einzugsgebiet) mit Mittelwerten der hydrologischen Parameter, der Wassertiefe im Polder und der P-Bilanz. PTIS = 2,5. Fläche = 0,81 km ² . Monatswerte und Jahresmittel von hydrologischen Parametern (links), Wassertiefe im Polder (Mitte), sowie Phosphor-Zulauf- und Ablaufkonzentration. Modellierung nach Rippl, Feibicke <i>et al.</i> (1994) und Kadlec & Wallace (2009) (P-k-C* Modell). Daten NLWKN, verändert.	86
Tab. 29: Vor- und Nachteile unterschiedlichen Pflanzmaterials (aus: LLUR, verändert.)	101
Tab. 30: Potenziell natürliche Fischfauna der Hunte von der Einmündung Bornbach bis zur Einmündung Grawiede (exclusive des Dümmers). (Quelle: Mosch, LAVES, pers. Mitt.)	102
Tab. 31: Kosten einer Anlage zur Aufrechterhaltung der Fischwanderungen (Aufstieg und Abstieg) wie in Kap. 6.8.3 beschrieben.	106
Tab. 32: Nettopolderfläche (Wasser- und Schilffläche) und Bruttopolderfläche (Wasser-, Schilffläche, Dämme, Wege, Wirtschaftsflächen etc.) der einzelnen Bauphasen nach der in Abb. 24 dargestellten vorläufigen Planung des Schilfpoldersystems. (^{?)} Die Bauphasen 2 und 3 können bei Bedarf getauscht werden.) (Planung: G. Köhler)	120
Tab. 33: Vorläufige Kostenannahme zur Grobkonzeption für Bau und Betrieb des Schilfpoldersystems einschließlich der Huntezuleitung über die Elze. Keine Baukostensumme im Sinne der Vor- bis Genehmigungsplanung.	142

1 Einleitung und Veranlassung

Erste Planungen zur Verbesserung der Wasserqualität des Dümmers über einen Schilfpolder erfolgten in den 80er Jahren. So wurde bei der Aufstellung einer Sanierungskonzeption für den Dümmer im Jahre 1983 ein Schilfpoldersystem zum Rückhalt von Trüb- und Nährstoffen aus der Hunte vorgeschlagen (Ripl 1983). 1990-1994 wurde vom Land Niedersachsen unter Betreuung der Arbeitsgruppe Ripl ein Versuchspolder betrieben, der die grundsätzliche Eignung eines Schilfpoldersystems zur Sanierung des Dümmers bestätigt hat (Ripl, Feibicke *et al.* 1994). Mit den im Versuchspolder ermittelten Grundlagen wurde 1997 durch das damalige StAWA Sulingen eine Vorentwurfsplanung für das Schilfpoldersystem erstellt (StAWA Sulingen 1997). In dem hier beschriebenen Projekt sollen die Grundlagen für die Fortschreibung geschaffen werden.

Da bereits 1997 offene Fragen formuliert wurden (StAWA Sulingen 1997) und es seit 1997 Änderungen im Einzugsgebiet und im Dümmer selbst gegeben hat, ist eine Überprüfung und Aktualisierung der Vorentwurfsplanung über die Errichtung eines Schilfpoldersystems notwendig (Punkt 1, ML & MU 2011). Weitere zu bearbeitende offene Fragen ergeben sich aus dem „16-Punkte-Plan Dümmer“ des Landwirtschafts- und Umweltministeriums (ML & MU 2011).

Alle bekannten Tatsachen über das Einzugsgebiet, die Nährstoffbelastung und die gewässerinternen Produktionsprozesse im Dümmer ergeben, dass die 1983 und 1989 empfohlenen Maßnahmen zur Verbesserung des Dümmers (Ripl 1983, Poltz & Ripl 1989) noch immer Gültigkeit haben. Von diesen Maßnahmen sind eine drastische Verringerung der Einleitung von Nährstoffen aus Kläranlagen in den Vorfluter Hunte und die Bornbach-Umleitung umgesetzt worden. Der empfohlene Bau eines Großschilfpolders (heute „Schilfpoldersystem“) wird noch immer als der wesentliche Schritt zur Sanierung des Dümmers angesehen.

In den letzten Jahren haben sich einige Veränderungen der Biozöosen im See ergeben, so z.B. hinsichtlich der Zusammensetzung der Fischfauna (weitgehender Ausfall der Weißfischbestände und der mittleren Altersklassen), eine Zunahme von Großfiltrierern (*Daphnia* sp.) und die Ablösung der Dominanz von Grünalgen durch massenhafte Blaualgenentwicklungen.

Seit 1999 gibt es im See aber auch Anzeichen für eine zumindest lokal und temporär zu beobachtende erneute Ausbreitung der seit ca. 50 Jahren verschwundenen submersen Makrophyten (Blüml *et al.* 2008). Dieser Trend hat sich 2011 und 2012 stark verstärkt (Schuster, pers. Mitt.). Submerse Makrophyten sind aus Sicht der raum-zeitlichen Verteilung des Stoffwechsels wünschenswert. Sie gehen wegen der sich einstellenden Aufwuchsorganismen mit einer engen raum-zeitlichen Kopplung der Stoffkreisläufe einher, bei der Stoffverluste und damit Stoffanreicherungen im Sediment minimiert werden. Derartige Aufwuchsstrukturen sind auch unter Naturschutzgesichtspunkten wünschenswert.

Die zu bearbeitenden Fragestellungen orientieren sich an der im Vordergrund stehenden Gesamtzielsetzung „Sanierung des Dümmers“ und „Fortschreibung der Grundlagen“. Ziel ist die Ermittlung von Grundlagen, die eine möglichst schnelle, effiziente und rentable Umsetzung von Maßnahmen für den Dümmer ermöglichen. Im Zentrum der Betrachtung steht das geplante Schilfpoldersystem. Aufgrund der Vielzahl der Fragestellungen war in der zur Verfügung stehenden Bearbeitungszeit eine inhaltliche Schwerpunktsetzung erforderlich, d.h. einige der darzulegenden Inhalte werden vergleichsweise überschlägig behandelt.

2 Datenmaterial

Daten

Die Daten für die Erstellung des vorliegenden Gutachtens wurden vom NLWKN zur Verfügung gestellt. Zusätzlich wurde die Datenbasis von 1982 (Ripl 1983) und 1990 bis 1994 aus dem Versuchsschilfpolderbetrieb hinzugezogen (Ripl, Feibicke *et al.* 1994; Feibicke, pers. Mitt.).

Abfluss

Der Abfluss am Pegel Schäferhof wird aus kontinuierlichen Wasserstandsaufzeichnungen und ständigen Ultraschallmessungen der Fließgeschwindigkeiten sowie monatlichen bis 14-tägigen Kontrollmessungen des Durchflusses bestimmt (NLWKN 2005). Fehlende Tageswerte wurden für das vorliegende Gutachten durch Interpolation ergänzt. Aus den Tagesdaten wurden ferner für das vorliegende Gutachten nach Bedarf Monats- und Jahresmittelwerte berechnet.

Für die Elze lagen tägliche und zu Monats-Mittelwerten aggregierte Wasserstands- und Abflussmessungen von 1960 bis 2002 vor.

Konzentrationen und Fracht im Wasser der Zuflüsse

Hierzu lagen Messungen der Phosphorkonzentrationen (Ges-P) in der Hunte vor, die teilweise als Tages- oder als Wochenmischproben erstellt wurden. Datenlücken wurden für das vorliegende Gutachten teilweise mit den Stichproben aus dem GÜN (Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen, Makala, NLWKN-Sulingen, pers. Mitt.) und durch Interpolation ergänzt. Unplausible Werte (z.B. 0 mg/L in Phasen mit hohen P-Konzentrationen) wurden nicht verwendet. Fehlende Tageswerte wurden durch Interpolation ergänzt oder durch die GÜN-Probe ersetzt.

Bei den vorliegenden täglichen Analysen des Wassers der Hunte am Schäferhof wurden die chemischen Daten vom 19.-26.10.2009 und 31.01.-10.02.2005 nicht verwendet, da sie mit Maxima bis zu 38 mg/L Ges-P und 36 mg/L PO₄-P sowie Mittelwerten von 18,1 und 3,7 mg/L Ges.-P über mehrere Tage unplausibel hohe Konzentrationen aufwiesen.

Eine flächenscharfe Einzugsgebietsmodellierung in einem Raster von 50x50 oder 100x100 m wird 2012 von dem Büro „geofluss“ erstellt (Scheer pers. Mitt., Scheer *et al.* 2012a, Scheer & Voermanek 2012b).

3 Einzugsgebiet, Hydrologie und Frachten

3.1 Vorbemerkung zu Mittelwerten von Abfluss, Konzentration und Frachten

Die für diese Arbeit berechneten Mittelwerte von Abfluss, Konzentration und Frachten orientieren sich an der Erfordernis, möglichst repräsentative Eingangsdaten, auch saisonale Monatsdaten ohne größere Varianzen im Kurvenverlauf, zu bekommen. Es wurde deshalb versucht, möglichst lange Zeitreihen für die Mittelwertbildung zu verwenden. Im Allgemeinen war das, falls nicht anders angegeben, die Zeitreihe 1990-2011. Die Datenverfügbarkeit variiert je nach verwendeter Messstelle und Zeitraum stark. Bei den Tagesdaten gibt es wie z.B. im Winter nicht anders zu erwarten teils erhebliche Messlücken. Diese wurden für das vorliegende Gutachten im Allgemeinen linear interpoliert (1990-2009) oder es wurden korrigierte Daten des NLWKN (Makala, NLWKN) verwendet. Ausreißer wurden teilweise von Hand aus dem Datensatz entfernt.

Für den Umgang mit den Daten gibt es verschiedene Herangehensweisen. Die parallel erarbeiteten Gutachten (Scheer & Voermanek 2012b, Steinrücke 2012) haben mit einer anderen Fragestellung, mit anderen Routinen zum Umgang mit Fehlwerten und mit einem anderen betrachteten Messzeitraum teils geringfügig andere Mittelwerte für Abfluss, Konzentration und Frachten berechnet. Die Abweichungen bewegen sich meist innerhalb der Messgenauigkeit.

3.2 Einzugsgebiet von Hunte und Dümmer

Nach der 2009 erfolgten Umleitung des Bornbaches in den Randkanal entwässert dieser nicht mehr in die Obere Hunte. Neben der Hunte fließt lediglich noch der Marler Graben in den Dümmer (Abb. 1). Alle anderen zufließenden Gewässer werden über den Randkanal westlich an der Hunte vorbeigeleitet. In der folgenden Tabelle sind die aktuell berechneten Einzugsgebietsgrößen für verschiedene Punkte aufgelistet. In Abb. 1 ist das Einzugsgebiet des Dümmer dargestellt. Die weiß dargestellten Flächen südlich des Mittellandkanals und im Einzugsgebiet der Hunte haben ursprünglich in die Hunte entwässert. Heute findet jedoch ein Hochwasserabschlag in den Mittellandkanal statt.

Dümmer vor April 2009 - incl. Marler Graben und Bornbach - ohne Hochwasserabschlag in den Mittellandkanal und Seefläche	409,0 km ²
Hunte Schäferhof vor April 2009 - incl. Bornbach - ohne Hochwasserabschlag in den Mittellandkanal	402,91 km ²
Hunte Schäferhof nach April 2009 - ohne Bornbach - ohne Hochwasserabschlag in den Mittellandkanal	324,20 km ²
Bornbach	78,71 km ²
Anteil Bornbach am Einzugsgebiet der Hunte Schäferhof vor April 2009	19,54 % rund 19,5 %
Elze	53,63 km ²
Reininger Graben	9,89 km ²
Schöpfwerk Meyerhöfen	2,7 km ²
Marler Graben	6,14 km ²
Hochwasserabschlag in den Mittellandkanal	10,59 km ²
Dümmer Seefläche	14,97 km ²

Tab. 1: Einzugsgebietsgrößen. Stand 02-2012. Daten NLWKN (Schuster, pers. Mitt.). Vgl. Abb. 1.

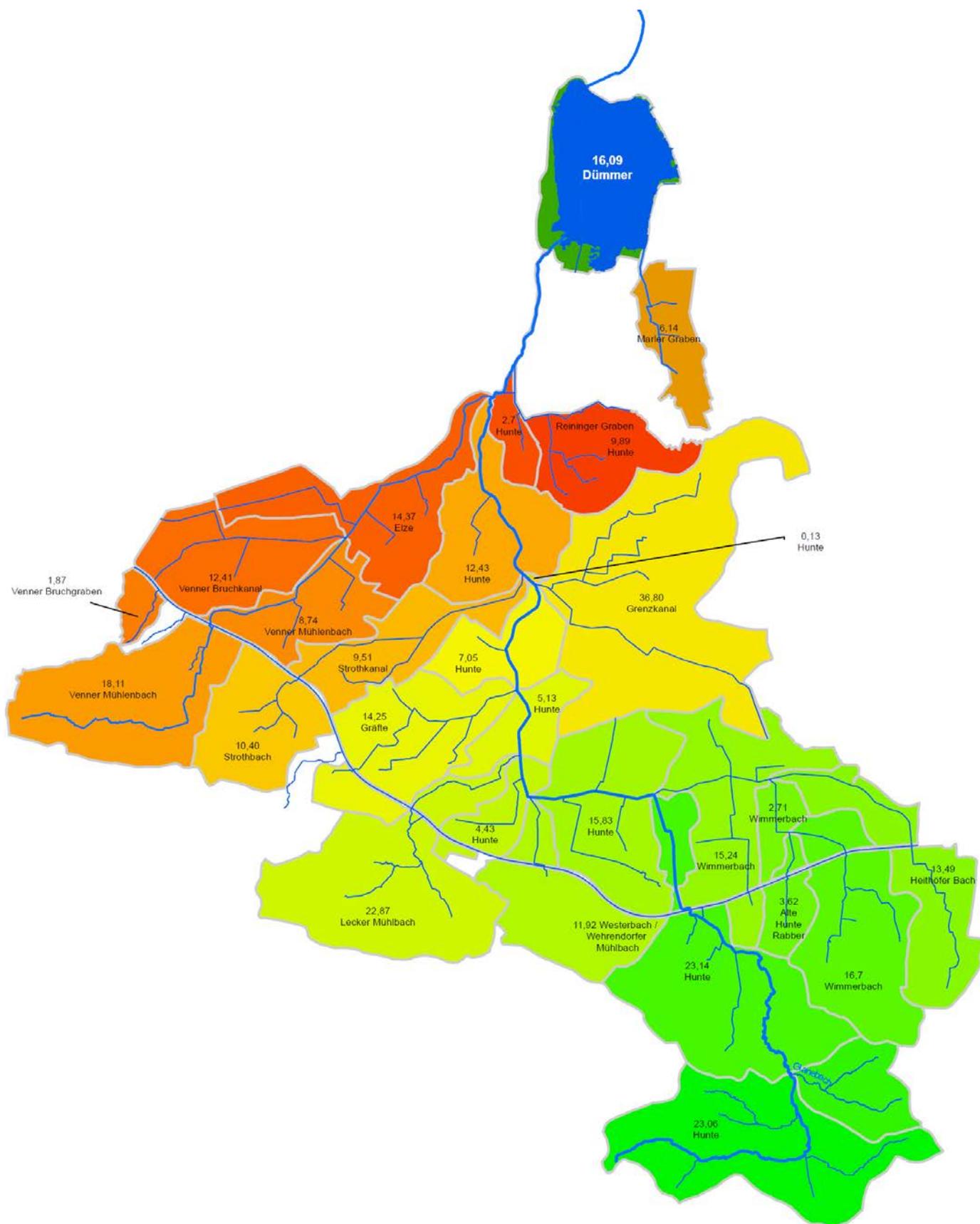


Abb. 1: Einzugsgebiet des Dümmers (Daten und Graphik: NLWKN, Stand März 2012). Farbige Darstellung: Teileinzugsgebiete, Zahlen: Teileinzugsgebietgrößen [km²].

3.3 Hydrologie

3.3.1 Niederschlag

Für das Gebiet des Schilfpoldersystems wurden räumlich interpolierte meteorologische Daten vom NLWKN 1979-2008 zur Verfügung gestellt. Die Jahressumme des Niederschlags auf der Optionsfläche II (geplante Fläche für das Schilfpoldersystem) beträgt demnach 852 mm/a, die Monatswerte sind in Tab. 2 dargestellt.

Monat	Niederschlag mm/Monat
Jan	82,8
Feb	59,3
Mrz	70
Apr	52,1
Mai	61
Jun	77,4
Jul	77,4
Aug	77,7
Sep	68,6
Okt	72,3
Nov	70,6
Dez	82,7
Jahressumme	851,9

Tab. 2: Monatliche Mittelwerte des Niederschlags (mm/Monat) an der Optionsfläche II. (Daten NLWKN).

3.3.2 Hunte

Jahresabfluss

Der jährliche Abfluss in der Hunte am Pegel Schäferhof von 1983 bis 2011 ist in Abb. 2 dargestellt.

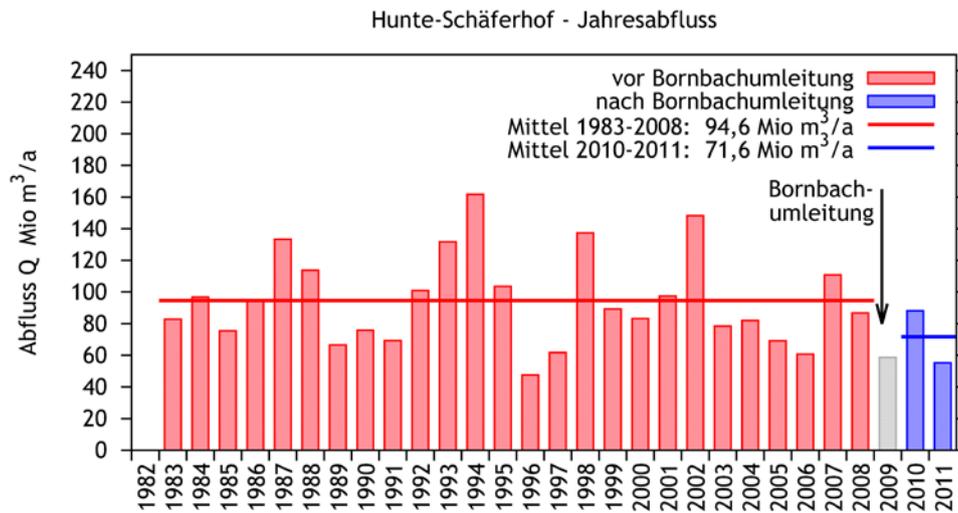


Abb. 2: Hunte-Schäferhof - Jahresabfluss von 1983 bis 2011. Vor und nach Bornbachumleitung, Mittlerer Jahresabfluss 1983-2008 und 2010/2011. Daten NLWKN, verändert

Abflussverteilung

Für die Dimensionierung des Schilfpoldersystems werden die saisonale (monatliche) Abflussverteilung und der mittlere Abfluss der Hunte nach der Bornbachumleitung benötigt. Da die Messreihen nach der Bornbachumleitung zu kurz sind, wurde zu ihrer Ermittlung folgendermaßen vorgegangen: Von 1990 bis April 2009 wurden die Abflüsse an der Station Hunte Schäferhof mit dem Anteil des Einzugsgebietes der Hunte ohne Bornbach (80,5 %) korrigiert, von April 2009 bis 2011 wurden die Messwerte des Abflusses verwendet. Daraus ergab sich die in Tab. 3 dargestellte Verteilung und der Mittelwert $MQ=2,36 \text{ m}^3/\text{s}$. Für den Betrachtungszeitraum 1990-2008 ergibt sich ein MQ von $2,42 \text{ m}^3/\text{s}$. Die entsprechenden Tagesabflüsse wurden für die Dimensionierung des Schilfpoldersystems nach dem P-k-C* Modell verwendet.

	Q m ³ /s	Q m ³ /d
Jan	5,052	436493
Feb	4,453	384739
Mrz	3,992	344909
Apr	2,363	204163
Mai	1,354	116986
Jun	0,921	79574
Jul	0,765	66096
Aug	0,841	72662
Sep	0,992	85709
Okt	1,521	131414
Nov	2,684	231898
Dez	3,534	305338
Mittel aller Tageswerte	2,364	204250

Tab. 3: Saisonale Abflussverteilung der Hunte an der Station Schäferhof. Korrigierte Messwerte 1990 bis April 2009 vor der Bornbachumleitung (80,5 % des gemessenen Abflusses) und unkorrigierte Messwerte nach der Bornbachumleitung (April 2009 bis 2011) sowie der aus den Tageswerten ermittelte mittlere Abfluss MQ von $2,36 \text{ m}^3/\text{s}$. Daten NLWKN, verändert

Hochwasser (Abfluss und Wasserstand)

Am Pegel Schäferhof wird bei einem Einzugsgebiet von 403 km² (vor 2009) von folgenden Bemessungshochwässern ausgegangen: HQ₂₅ 43,69 m³/s, HQ₁₀₀ 55,30 m³/s, HQ₂₀₀ 60,83 m³/s (Hochwasserschutz, NLWKN pers. Mitt.). Ein HQ₁₀₀ erreicht in diesem Bereich einen Wasserstand von über 38,5 mNN.

Nach der Bornbachumleitung ergeben sich folgende Messwerte und Extremwerte des Abflusses:

Messwerte

	Abfluss [m ³ /s]	Spende [l/(s*km ²)]
Median	1,42	4,4
MQ	2,36	7,3
MHQ	16,68	51,6
HQ	33,04	102,2

Extremwerte

Wiederkehr [T]	Abfluss [m ³ /s]	Spende [l/(s*km ²)]
2	17,56	54,3
5	22,18	68,6
10	25,65	79,3
20	28,82	89,1
25	29,84	92,3
50	32,90	101,8
100	35,81	110,8

Tab. 4: Abflusskennwerte Pegel Schäferhof/Hunte (ohne Bornbach) für ein Einzugsgebiet von 323,3 km² (Basis: Tagesmittelwerte (1.11.1982 - 31.12.2011)). (Steinrücke, pers. Mitt., vorläufige Daten, Stand 07-2012)

Wesentlich an diesen Zahlen ist, dass der ehemals (Ripl, Feibicke *et al.* 1994) für einen 2 km² großen Schilfpolder vorgesehene maximale Zufluss von 25 m³/s nur alle ca. 10 Jahre auftritt und dabei nicht länger als einen Tag dauert.

Die geplante Polderfläche in der Dümmerniederung westlich der Hunte und südlich der Kreisstraße 422 liegt aufgrund der bestehenden Schutzeinrichtungen (z.B. Deiche) nicht im hochwassergefährdeten Bereich. Sollten jedoch die Deiche nicht halten, kann die Fläche überschwemmt werden. Eine Ausleitungsstrecke für das HQ₁₀₀ leitet Wasser zur Entlastung östlich der Hunte in das Ochsenmoor. (ProAqua Ingenieurgesellschaft 2010). Damit stellt der geplante Schilfpolder je nach Wasserstand im Polder vor Beginn des Hochwassers ein zusätzliches Rückstauvolumen zur Hochwasserentlastung dar. Nähere Untersuchungen dazu werden durch die ProAqua Ingenieurgesellschaft durchgeführt (Steinrücke, pers. Mitt.).

Verteilung von Wasserstand und Abfluss der Hunte nach der Bornbachumleitung

Für die Planung des Schilfpoldersystems sind die Wasserstände und die zukünftigen Abflüsse der Hunte nach der Bornbachumleitung von großer Wichtigkeit.

An der Messstelle Schäferhof in der Hunte wurden (Abb. 3) von Januar bis Juni im Median ca. 37,3 mNN erreicht, die dann zum August bis in den November auf ca. 37,1 mNN abgefallen sind. Es wird in der Zukunft von einer ähnlichen Verteilung ausgegangen, tendenziell könnten durch die Neuregelung der Wasserstände im Dümmer im Winter 10 cm und im Sommer 20 cm mehr erreicht werden, also im zeitigen Frühjahr im Mittel ca. 37,5 mNN und im Herbst 37,2 mNN.

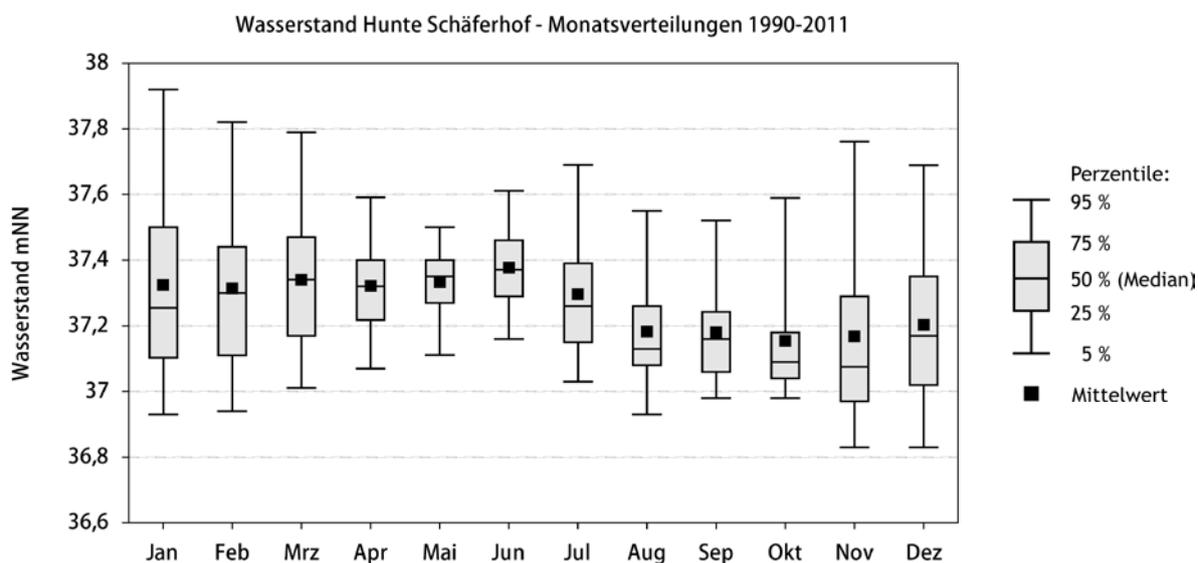


Abb. 3: Perzentilen der saisonalen Verteilung des Wasserstandes am Pegel Hunte Schäferhof 1990-2011. 5 %-, 25 %-, 50 %- (Median), 75 %-, 95 %-Perzentile und Mittelwert. (Daten NLWKN).

Der Abfluss an der Messstelle Hunte Schäferhof ohne den Bornbach wurde für den Zeitraum vor der Bornbachumleitung - also bis April 2009 - mit Hilfe des Flächenanteils der Teileinzugsgebiete abgeschätzt. Danach lag der Abfluss bis April 2009 ohne den Anteil des Bornbaches bei ca. 80,5 % des gemessenen Abflusses. Die Kenntnis dieses Wertes ist notwendig, um eine Schätzung der zu erwartenden Abflussverteilung für das geplante Schilfpoldersystem zu haben. Die saisonale Abflussverteilung ist in Abb. 4 dargestellt.

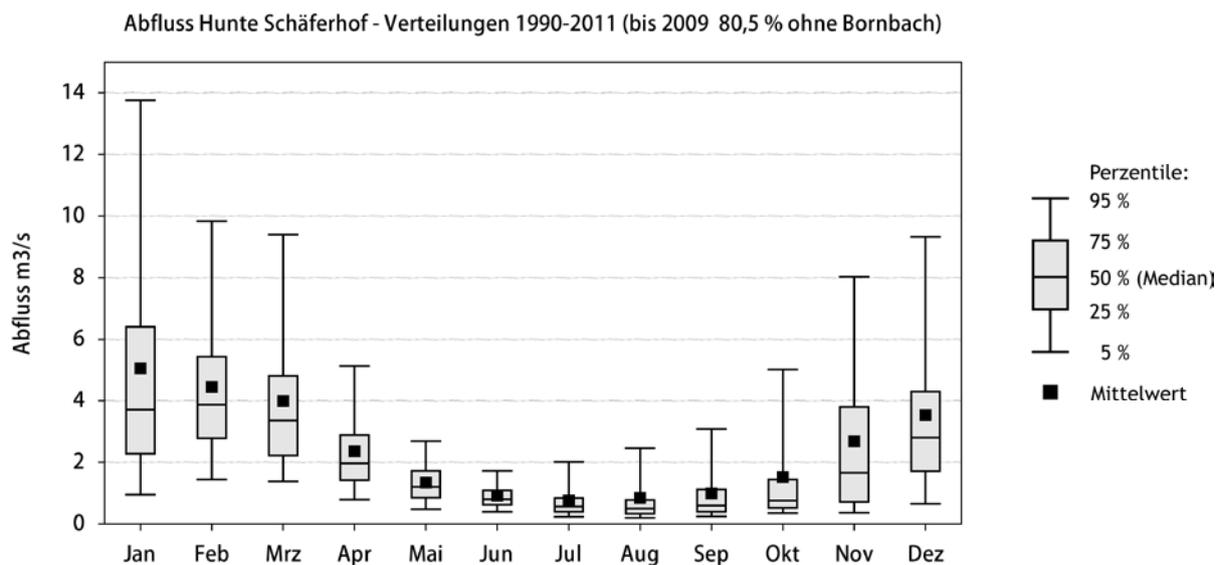


Abb. 4: Perzentilen der saisonalen Verteilung des Abflusses am Pegel Hunte Schäferhof ohne Bornbach. 1990-April 2009: 80,5 % des gemessenen Abflusses, April 2009-2011: gemessener Abfluss. 5 %-, 25 %-, 50 %- (Median), 75 %-, 95 %-Perzentile und Mittelwert. (Daten NLWKN).

3.3.3 Elze

Die mittleren Monatsabflüsse der Elze von 1961-2002 sind in Tab. 5 aufgelistet.

Monat	mittlere Abfluss m ³ /s
Jan	0,895
Feb	0,852
Mrz	0,772
Apr	0,526
Mai	0,307
Jun	0,229
Jul	0,224
Aug	0,244
Sep	0,298
Okt	0,445
Nov	0,657
Dez	0,754
Jahresmittel:	0,517

Tab. 5: Mittlere Abflüsse an der Elze, Messstelle Hunteburg von 1961-2002. (Daten NLWKN)

3.3.4 Bornbach

Im Zeitraum 1982 bis 1986 fanden Messungen der Wasserchemie und des Abflusses im Bornbach statt. In dieser Zeit betrug der Anteil des Bornbach-Abflusses am Hunte-Abfluss im Mittel 18,7 % (Boelke, STAWA Sulingen nach Feibicke, pers. Mitt.). Die Originaldaten der Messkampagne liegen nicht vor.

3.4 Frachten

3.4.1 Phosphor in Niederschlägen

Bei Messungen der Phosphorkonzentrationen in den Niederschlägen der Region wurden allgemein sehr geringe Werte von ca. 0,025 mg P/L bestimmt (monatliche Freilandmessungen von 1985-2001, Scheer, Fa. geofluss, pers. Mitt.). Da diese Konzentrationen die angestrebte Ablaufkonzentration aus dem Schilfpoldersystem von 0,05 mg P/L noch verdünnen würden und die Niederschläge wesentlich geringer sind als die mittlere hydraulische Belastung der Schilfpolder, wird in diesem Bericht auf eine getrennte Betrachtung und Bilanzierung der Nährstoffeinträge aus dem Niederschlag verzichtet.

3.4.2 Hunte

Die Bornbachumleitung wurde ab April 2009 in Betrieb genommen. In den Jahren 2010 bis 2011 wurden die in der folgenden Tabelle aufgelisteten Wassermengen und P-Jahresfrachten am Pegel Schäferhof berechnet. Das Jahr 2009 konnte wegen der ab April durchgeführten Bornbachumleitung nicht als repräsentativ für die folgenden Jahre angesehen werden.

	1990-2008	(2009)	2010	2011	Mittelwert 2010/2011
Abfluss Mio m ³ /a	-	(58,5)	88,1	55,2	71,65
Ges-P Fracht t/a	30,2	(14,5)	16,3	10,3	13,3
Ges-P arithmetisches Mittel mg/L	0,257	(0,201)	0,150	0,177	0,163
Ges-P volumengewichtetes Mittel mg/L	0,328	(0,252)	0,185	0,187	0,186

Tab. 6: Abfluss und P-Jahresfrachten der Hunte am Pegel Schäferhof 2009 bis 2011, (2009 bis April noch mit Bornbachzuleitung). (Daten: NLWKN).

Die mittlere Jahresfracht an der Hunte Schäferhof lag von 1990 bis 2008 bei 30,2 t P/a. Das Minimum betrug 12,6, das Maximum 79,3 t P/a (jeweils Summe der Tagesfrachten, Rohdaten NLWKN, eigene Berechnung). (Durch einen anderen Umgang mit Datenlücken, Interpolation und die Ergänzung der Tageswerte durch Messungen aus dem GÜN können sich die hier berechneten Jahresfrachten leicht von denen des NLWKN unterscheiden; verbindlich sind die Daten des NLWKN).

In der graphischen Darstellung der Phosphor-Jahresfrachten wurden die Jahre vor 1990 aus einer Graphik von NLWKN und Niedersächsischem Ministerium für Umwelt und Klimaschutz (www.umwelt.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=2900&article_id=7735&psmand=10) ergänzt (Abb. 5). Der langjährige Gang der Phosphor-Jahresfracht ist sehr eng korreliert mit dem Jahresabfluss (Abb. 2).

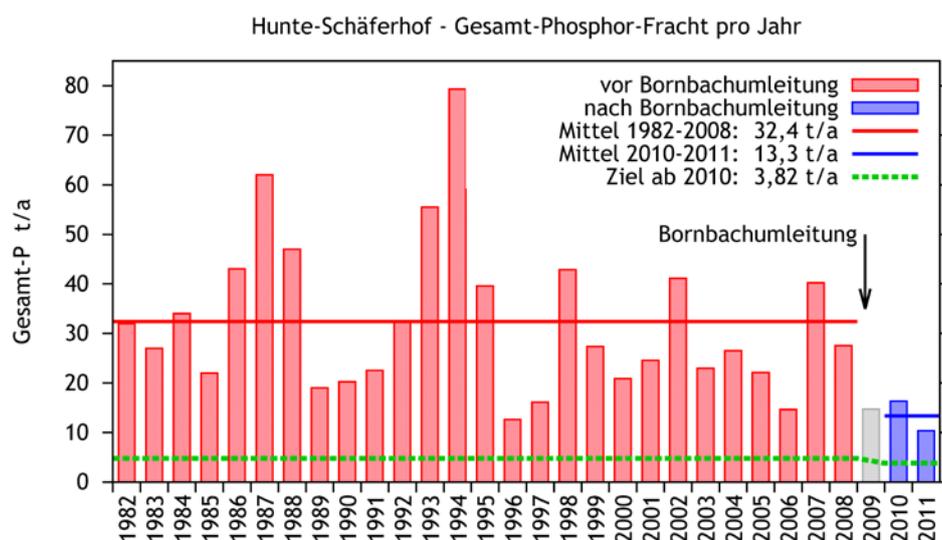


Abb. 5: Hunte-Schäferhof - Gesamt-Phosphor-Fracht pro Jahr von 1982 bis 2011. Vor und nach Bornbachumleitung, Mittlere Jahresfracht 1982-2008 und 2010/2011. Zielwert der Jahres-Phosphorfracht bei einer Gesamt-P-Konzentration von 50 µg/L. Daten NLWKN, verändert

Die Ges-P-Frachten 2010 und 2011 am Pegel Schäferhof unterscheiden sich um den Faktor 1,6. Es wird davon ausgegangen, dass damit noch nicht die gesamte Variationsbreite der Phosphorfrachten wiedergegeben wird. Von 1990 bis 2009 vor der Bornbachumleitung betrug diese einen Faktor von 6,3. Nach der Einzugsgebietsmodellierung (Scheer *et al.* 2012a, Scheer & Voermanek 2012b) findet in der Hunte eine P-Retention von 41,9 % statt, d.h. der am Schäferhof gemessenen mittleren Fracht (Immission) von 1990-2008 von 30,2 t P/a liegt in Wirklichkeit eine Phosphoremission aus der Fläche von 52 t P/a zugrunde.

3.4.3 Spitzen der Phosphorfracht in der Hunte

Es gibt qualitative Hinweise, dass die hohe P-Fracht in der Hunte auch heute noch im Wesentlichen partikulär transportiert wird. Mit Hilfe der Trescon-Anlage werden seit 2011 halbstündlich Ges-P Konzentrationen bestimmt. Am 05.01.2012 gab es ausgehend von 6 m³/s eine Hochwasserwelle mit ca. 18 m³/s zusammen mit einem Peak der Phosphorfracht, die in Abb. 6 dargestellt sind.

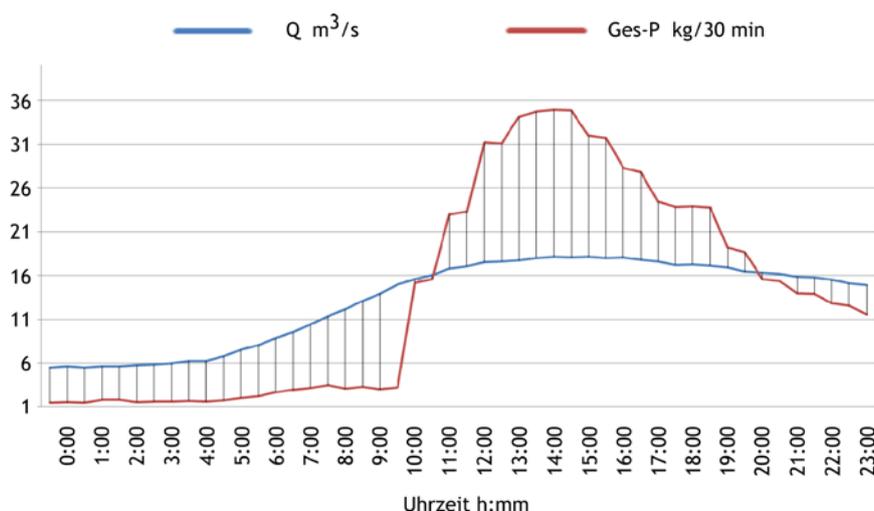


Abb. 6: Halbstundenwerte von Abfluss [m^3/s] und Fracht von Ges-Phosphor [$\text{kg}/30 \text{ min}$] in der Hunte, Messstation Schäferhof am 05.01.2012. (Graphik NLWKN, Makala, pers. Mitt., verändert)

Der zeitverzögerte und überproportionale Anstieg der Phosphorfracht im Vergleich zum Abfluss zeigt deutlich, dass der transportierte Phosphor nicht mit dem Niederschlag vom Land eingetragen wurde und daher nicht direkt mit dem Wasserfluss gekoppelt ist. Der Phosphor wurde erst nach einer gewissen Steigerung der Fließgeschwindigkeit bei Überschreitung einer kritischen Fließgeschwindigkeit aus dem Gewässerbett resuspendiert und dann in einem einzelnen Peak flussabwärts transportiert. Es ist davon auszugehen, dass dieser partikulär gebundene Phosphor bei einer Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit ebenso schnell wieder sedimentiert. Das Schilfpoldersystem stellt eine Retentionsstruktur im Fluss dar, bei der dieser Prozess stattfinden kann und damit den Eintrag von partikulärem Phosphor in den Dümmen verringert.

3.4.4 Elze

Datum	Ges-P mg/L
21.02.2011	0,29
07.03.2011	0,33
04.04.2011	0,4
02.05.2011	0,21
20.06.2011	0,12
20.07.2011	0,12
15.08.2011	0,19
01.09.2011	0,097
01.10.2011	0,084
01.11.2011	0,21
01.12.2011	0,24
Mittel:	0,21

Tab. 7: Gesamt-Phosphor-Konzentrationen 2011 an der Messstelle Elze Lehmkuhlen (Mündung). (Daten NLWKN)

Messungen an der Messstelle Elze (Lehmkuhlen, Elzemündung) haben 2011 ein Mittel von 0,21 mg P/L ergeben (n=11), das Maximum lag dabei im April bei 0,4 mg P/L. Es tritt ein typischer Jahresgang mit hohen Konzentrationen im Winter und geringen Konzentrationen im Sommer auf. Die Konzentrationen der einzelnen Monate sind in Tab. 7 aufgelistet.

Zu den Abflüssen lagen Monatsmittelwerte von 1961-2002 an der Messstelle Elze Hunteburg vor, die monatlichen Mittelwerte sind in Tab. 5 aufgelistet.

3.4.5 Bornbach

Im Zeitraum 1982 bis 1986 fanden Messungen der Wasserchemie und des Abflusses im Bornbach statt. In dieser Zeit lag der Anteil der P-Fracht des Bornbaches an der Fracht der Hunte im Mittel bei 43,9 % (13,6 t P/a) (Boelke, STAWA Sulingen nach Feibicke, pers. Mitt.). Die Originaldaten der Messkampagne liegen nicht vor.

3.5 Kläranlagen

	alle Kläranlagen			Bad Essen / Wittlage		Ostercappeln		Bohmte		Hunteburg	
	Q Mio m ³ /a	P-Fracht kg P/a	P Konz. mg/L	Q m ³ /a	P-Fracht kg P/a	Q m ³ /a	P-Fracht kg P/a	Q m ³ /a	P-Fracht kg P/a	Q m ³ /a	P-Fracht kg P/a
1986-1988	2,00	9.000	4,500								
1995		3.356			1.798,23		281,38		1.000,94		275,27
2000		1.209			526,26		145,48		416,22		121,33
2005	2,00	949	0,473	1.048.002	314,40	389.009	233,41	465.615	279,37	101.664	122,00
2010	2,36	798	0,338	1.181.805	322,73	584.002	230,68	476.035	203,11	118.212	40,98

Tab. 8: Abfluss, Phosphorfracht und mittlere Phosphorkonzentration der Kläranlagen im Einzugsgebiet der oberen Hunte in den Jahren 1986-1988, 1995, 2000, 2005 und 2010. (Daten 1986-1988 NLWKN, 1995-2010 Wasserverband Wittlage)

In den Jahren 1986-1988 betrug die Phosphorfracht der Klärwerke im Einzugsgebiet der oberen Hunte 9,0 t P/a (etwa 30 % der Gesamtfracht in der Hunte, Daten: NLWKN und Ripl, Feibicke *et al.* 1994, verändert). 2010 waren es demgegenüber nur 0.798 t P/a, 2011 dann 646 t P/a (Kipp, Wasserverband Wittlage, pers. Mitt.), was eine Reduktion um über 90 % darstellt. 2010 war eher ein Jahr mit ungewöhnlich hoher P-Fracht aus den Kläranlagen (Bühning, Wasserverband Wittlage, pers. Mitt.), weshalb in nächster Zeit mit einer Stabilisierung der P-Einträge aus den Kläranlagen auf niedrigerem Niveau gerechnet werden kann.

3.6 Hydrologie und Phosphorfracht weiterer (Teil-) Einzugsgebiete

Marler Graben, Reininger Graben und Schöpfwerk Meyerhöfen

Die Daten der 2012 durchgeführten Einzugsgebietsmodellierung (Scheer *et al.* 2012a, Scheer & Vormanek 2012b) lagen für die Erstellung dieses Berichtes teilweise vor. Für das Einzugsgebiet des Marler Grabens wurden P-Immissionen von 0,31 kg P/(ha*a) bzw. 0,2 t P/a genannt (Scheer & Vormanek 2012b). Für den Reininger Graben wurden nach Schätzung aus den Graphiken des Zwischenberichtes von Scheer *et al.* (2012a) Immissionen von 170 kg P/a und für das Schöpfwerk Meyerhöfen von 100 kg P/a angenommen. Damit beträgt die Gesamtmenge der Phosphorfracht von zunächst nicht behandeltem Flusswasser ca. 470 kg P/a. Für den Fall der Einleitung der Hunte in den Schilfpolder über die Elze wären der Reininger Graben und das Schöpfwerk Meyerhöfen nicht erfasst.

Die Behandlung von hydrologisch isolierten Teileinzugsgebieten

Es stellt sich die Frage, wie beim Bau eines Schilfpoldersystem zur Reinigung des Huntewassers von Phosphor mit den hydrologisch isolierten Teileinzugsgebieten umzugehen ist. Bei den abgeschätzten P-Frachten und einer mittleren Abflussspende von 230,1 mm/a (Mittelwert für das Einzugsgebiet der Hunte) würde die Nichtbehandlung von Reininger Graben und Schöpfwerk Meyerhöfen die Phosphorkonzentration im Zufluss zum Dümmer um ca. 1,9 µg/L aufstocken. Auf der anderen Seite wurde die Dimensionierung des Schilfpoldersystems (Kap. 6.5, insbesondere 6.5.3) immer mit dem Abfluss der Hunte am Pegel Schäferhof berechnet, weshalb die Phosphorfrachten der beiden kleinen Einzugsgebiete bei der Berechnung eingeschlossen waren, aber real nicht ins Schilfpoldersystem einleiten. Dadurch ergibt sich rein rechnerisch eine Verringerung des Abflusses ins Schilfpoldersystem von 0,092 m³/s, was zu einer rechnerischen Senkung der P-Konzentration im Polderablauf um ca. 1,2 µg/L führt (berechnet mit dem P-k-C* Modell, Kap. 6.5.3). Von der tatsächlichen Aufstockung bleiben demnach nur noch 0,7 µg P/L übrig. Die 1,2 µg P/L werden dadurch nicht wirksam, dass eine geringfügige Überdimensionierung des Polders vorgenommen wurde. Um die Aufstockung von 0,7 µg P/L zu kompensieren, wäre eine Erweiterung des Schilfpoldersystems von 2-3 ha notwendig. Ohne die Notwendigkeit eines extra Bauwerks wird die Wirkung der P-Einträge aus den hydrologisch isolierten Teileinzugsgebieten durch eine leichte Überdimensionierung des Schilfpoldersystems kompensiert.

Auf die gleiche Art könnte man verfahren, wenn das Wasser des Marler Grabens mit berücksichtigt werden sollte. Da die volumengewichtete P-Konzentration in den kleinen Gräben sich nicht wesentlich von derjenigen der Hunte unterscheiden dürfte, wird geschätzt, dass eine weitere Erhöhung des Schilfpoldersystems um 2-3 ha für die Kompensation der P-Fracht aus dem Marler-Graben ausreicht.

In der Summe ergibt sich für Reininger Graben, Schöpfwerk Meyerhöfen und Marler Graben eine Flächenzunahme des Schilfpoldersystem von z.B. 1,3 km² um 5 ha auf 1,35 km².

Im Falle des Marler Grabens könnte es zwar durch diese Verfahrensweise zu einer lokalen Belastung der Litoralzone im Bereich des Zuflusses zum Dümmer kommen. Die Gefahr wird allerdings als gering eingestuft. Sie besteht am Reininger Graben und Schöpfwerk Meyerhöfen hingegen nicht, weil das Wasser über die Hunte mit dem im Schilfpoldersystem gereinigten Wasser vermischt in den Dümmer fließt.

Teileinzugsgebiete der oberen Hunte

Einen Überblick über die Phosphor-Frachten in der Hunte, in Teileinzugsgebieten und aus Punktquellen enthält eine Graphik von Poltz (2001, unveröff.; Einleitungsfrachten 1986-1988, NLÖ unpubl. Daten des StAWA Sulingen). Sie ist in Abb. 7 oben wiedergegeben. Die entsprechenden Zahlen sind in der Fließgraphik darunter dargestellt. Vergleichbare aktuellere Messungen liegen nicht vor.

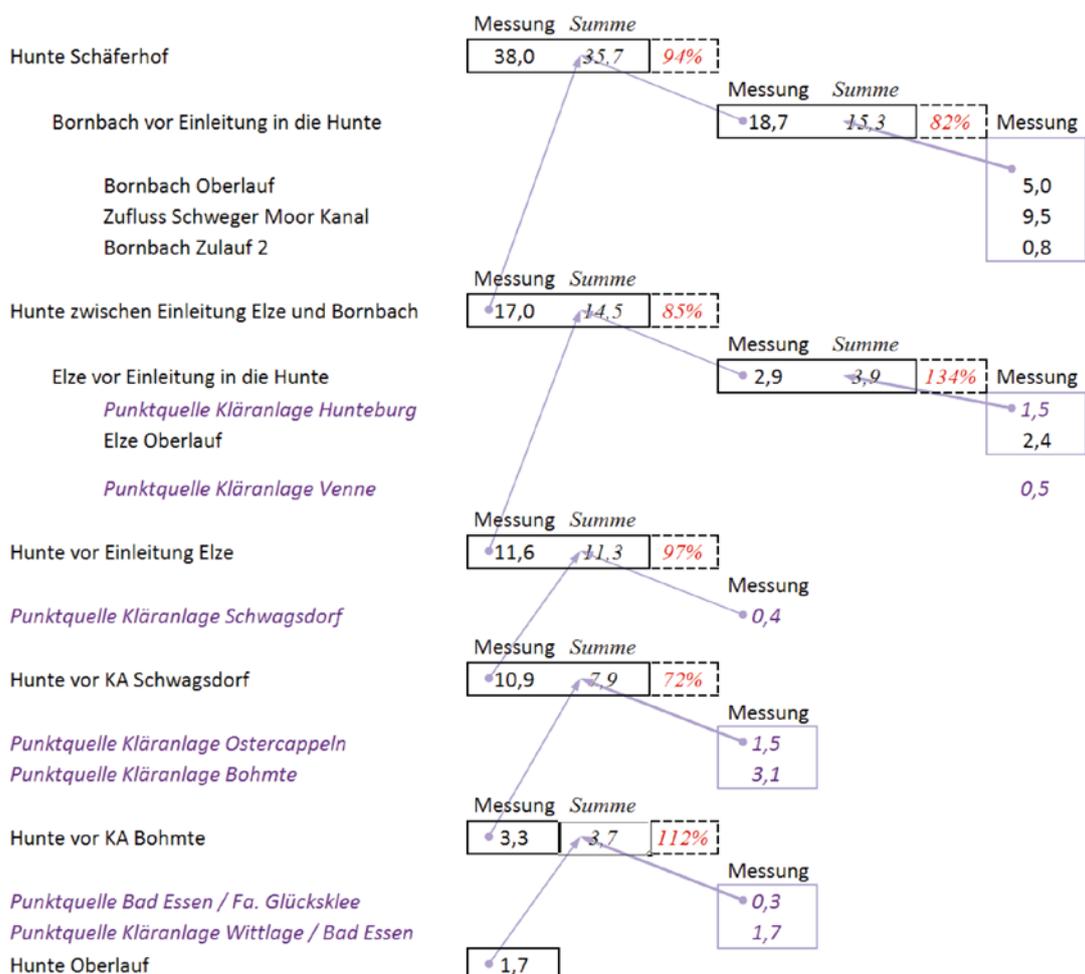
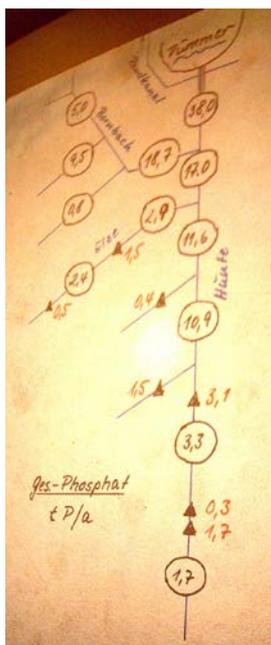


Abb. 7: Graphik oben: auf Messungen in den Fließgewässern beruhende Frachten von Gesamt-Phosphor 1986-1988 in t/a (Zahlen in Kreisen) und Frachten bekannter Punktquellen in rot neben Dreiecken (▲) (Poltz 2001 unveröff., StAWA Sulingen unveröff.). Fließgraphik unten: Gegenüberstellung von gemessenen („Messung“) und als Summe des zufließenden Wassers berechneten Frachten („Summe“) im Kasten, in rot ist das prozentuale Verhältnis Summe der P-Fracht im Oberlauf und Zufluss geteilt durch Messung dargestellt (eigene Graphik).

Diese Bilanzierung von Teileinzugsgebieten und Punktquellen (Abb. 7) zeigt Folgendes: Auf der zurückgelegten Fließstrecke zwischen den Bilanzierungspunkten wird weiterer Phosphor in die Fließgewässer eingetragen. Daher werden die Phosphorfrachten im Unterlauf durch die Summe der Messungen im Oberlauf meist unterschätzt (Abb. 7, prozentuales Verhältnis unter 100 %). In einzelnen Fällen ergeben die Frachtsummen im Oberlauf aber auch höhere Werte als die Messung im Unterlauf (134 % und 112 % in Abb. 7). Dies könnte durch die Festlegung von Phosphor im Gewässerbett oder durch die Ungenauigkeit der Berechnung der Jahresfrachten aus Stichproben bedingt sein. Die beschriebenen Diskrepanzen dürften hingegen nicht auf das Fehlen der rechtsseitig in die Hunte eingetragenen Phosphorfrachten zurückzuführen sein.

Mit Hilfe einer zusätzlichen Darstellung (Poltz, pers. Mitt.) wurden aus den P-Frachten der Abb. 7 die flächenspezifischen Phosphorausträge ausgerechnet. Die Werte sind in Abb. 8 dargestellt.

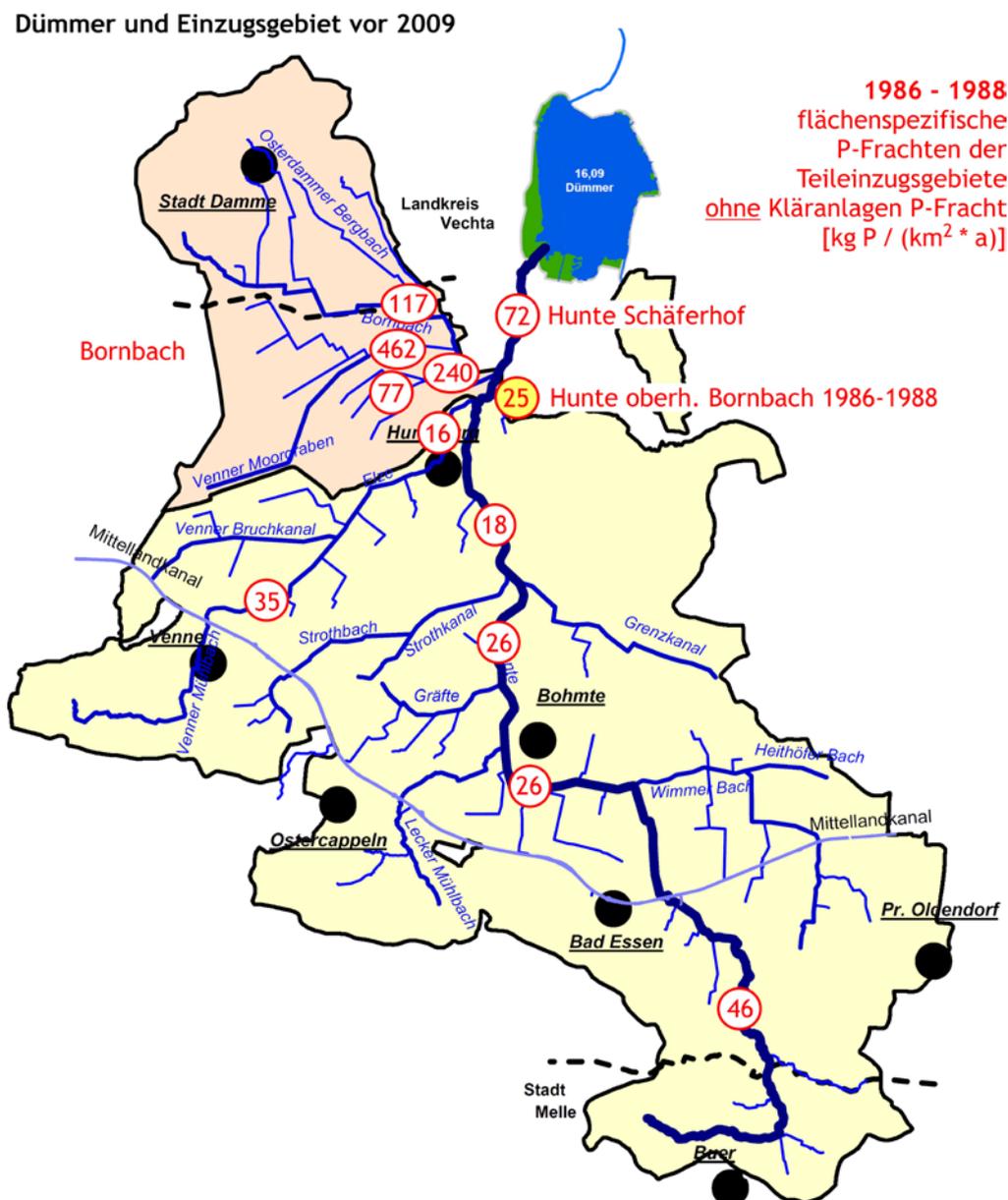


Abb. 8: Flächenspezifische Phosphor-Frachten aus der Fläche von Teileinzugsgebieten der oberen Hunte nach Abzug der Frachten der Kläranlagen (vgl. Abb. 7) in kg P/(km²*a). In roter Farbe hervorgehoben ist die seit April 2009 nicht mehr in die Hunte entwässernde Fläche des Teileinzugsgebietes des Bornbachs (Daten: Poltz, pers. Mitt.; Graphik: Wolter, 2012; Hintergrundgraphik: NLWKN und UHV70, verändert).

Da der Bornbach inzwischen nicht mehr in die Hunte einleitet, entspricht das heutige Einzugsgebiet der Hunte in Abb. 8 dem Punkt „Hunte oberhalb Bornbach“. 1986-1988 hatte dieses Einzugsgebiet eine flächenspezifische Fracht von $25 \text{ kg P}/(\text{km}^2 \text{ Einzugsgebiet} \cdot \text{a})$. Der aktuelle Wert für die Jahre 2010 und 2011 liegt bei einer mittleren Fracht von $13,3 \text{ t P/a}$ und mit einer Einzugsgebietsgröße von $324,2 \text{ km}^2$ bei $38,7 \text{ kg P}/(\text{km}^2 \text{ Einzugsgebiet} \cdot \text{a})$ (berechnet ebenfalls ohne die Fracht der Kläranlagen). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die die Phosphorfrachten 1986 bis 1988 über dem langjährigen Mittel gelegen haben, so dass die rechnerische Steigerung der flächenspezifischen P-Fracht von den 1980er Jahren bis heute von 55 % sicherlich eine Unterschätzung darstellt. Da kein anderen Veränderungen der Hunte-P-Fracht bekannt sind, muss davon ausgegangen werden, dass es in den vergangenen 30 Jahren zu einer beträchtlichen Zunahme der von der Landwirtschaft verursachten Phosphorausträge aus dem Einzugsgebiet vor allem durch Gülleausbringung gekommen ist.

Bei der Ermittlung der Gründe für die Erhöhung der Phosphorfrachten ist zu berücksichtigen, dass die Jahre 1986-1988 zwar zu den Jahren mit einer vergleichsweise geringen P-Fracht in der Hunte gehören. Die zahlenmäßige Erhöhung 2010/2011 ist jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit auf erhöhte flächenhafte Verluste von Phosphor aus landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen.

In der flächenhaften Verteilung der P-Austräge 1986-1988 fällt das südliche Einzugsgebiet mit den Höhenlagen des Wiehengebirges auf. In der obersten Hunte werden $46 \text{ kg P}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ und in der oberen Elze $35 \text{ kg P}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ausgetragen. Das gleiche räumliche Muster erhöhter Phosphoremissionen in den Höhenlagen wurde bei der Einzugsgebietsmodellierung von Scheer *et al.* (2012a) festgestellt, hier zusätzlich noch mit hohen Austrägen aus dem Lecker Mühlbach, der bei den Messungen 1986-1988 nicht erfasst worden war. Die Austräge für Lecker Mühlbach und oberster Hunte liegen aktuell sogar in der Klasse „ $> 125 \text{ kg P}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ “ (oder $1,25 \text{ kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$) (Abb. 9). Als Erklärung dafür kann dienen, dass einerseits die Modellierung die Emissionen von der Fläche berechnet und es in den Fließgewässern zu einer nicht unerheblichen Retention von 41,9 % kommen soll (Scheer *et al.* 2012a, Scheer & Voermanek 2012b). Andererseits sind 1986-1988 durch die Messung von Stichproben die Abflussspitzen mit ihren überproportional ansteigenden Phosphorkonzentrationen höchstwahrscheinlich nicht erfasst worden, was gerade in den höheren Lagen der Einzugsgebiete eine Relevanz besitzen dürfte und daher ggf. zu einer Unterschätzung der Phosphorfrachten geführt hat.

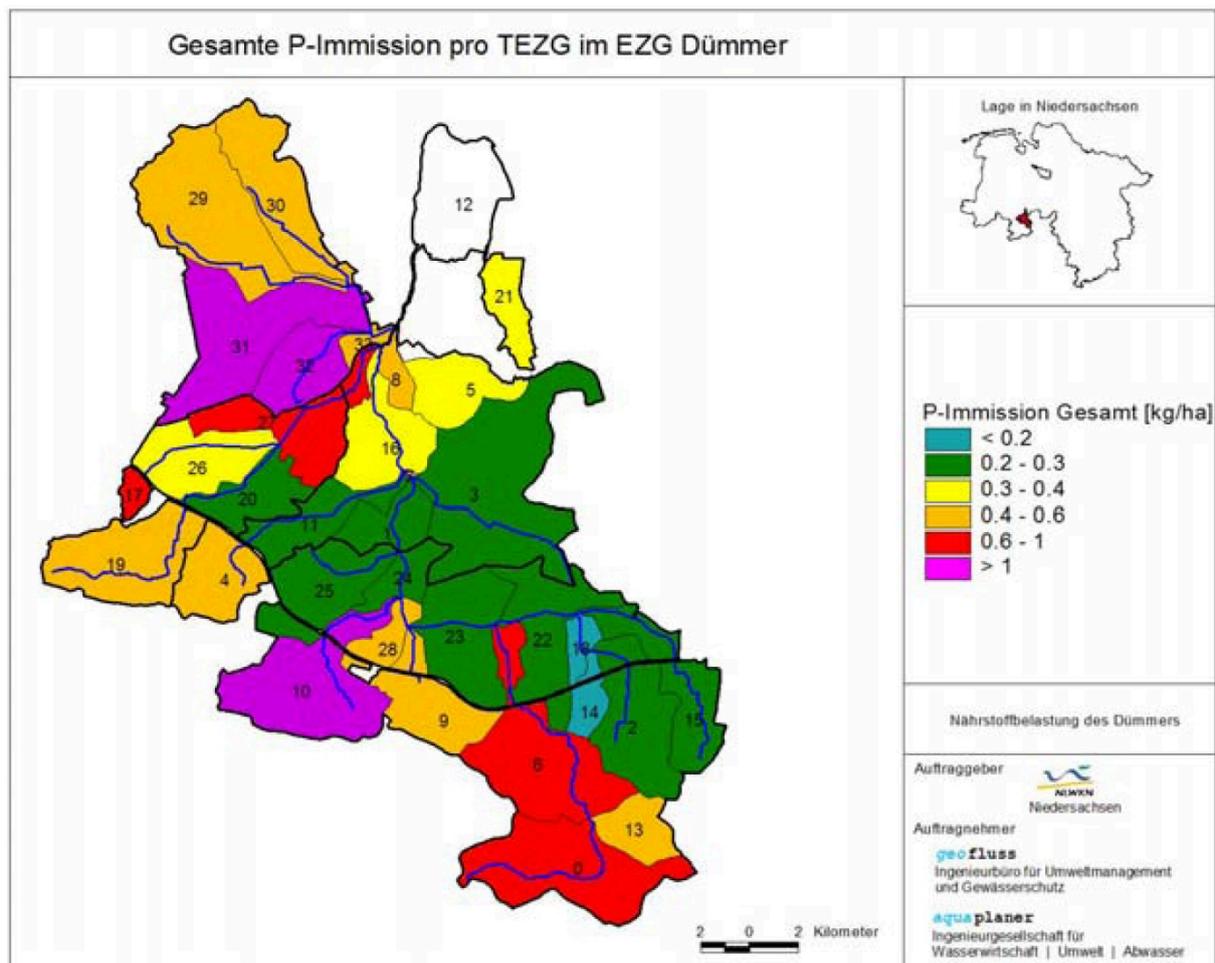


Abb. 9: Phosphor-Immissionen von Teileinzugsgebieten der oberen Hunte vor Umleitung des Bornbaches bei mittleren Abflussbedingungen in kg P/(ha*a). (Quelle: Scheer & Voermanek 2012c). (Immissionen am Messpunkt Hunte Schäferhof, durch P-Retention in der Hunte liegen die P-Emissionen von der Fläche besonders in den südlichen Bereichen deutlich darüber.)

Eine weitere Diskussion dieser Messungen und Modellergebnisse erfolgt in Kap. 5 (Sanierung des Dümmers durch dezentrale Schilfpolder).

4 Der Dümmer

Morphologie

Der Dümmer ist ein Flachsee der norddeutschen Tiefebene mit einer Gesamtfläche (einschl. Verlandungsbereiche) von 14,97 km² und einer freien Wasserfläche von 12,4 km².

Hydrologie

Das Wasservolumen beträgt ca. 14 Mio m³, die mittlere Tiefe ca. 1,1 m und die maximale Tiefe ca. 1,4 m (NLWKN 2010c). Die mittlere theoretische Verweilzeit beträgt nach der Bornbachumleitung 67,3 Tage.

Wasserstand im Dümmer

Im Zuge der Bornbachumleitung sind die Stauziele für den Dümmer verändert worden. Seit April 2009 sind für den Regelwasserstand im Winter 36,80 mNN und im Sommer 37,20 mNN vorgegeben (vgl. Abb. 10).

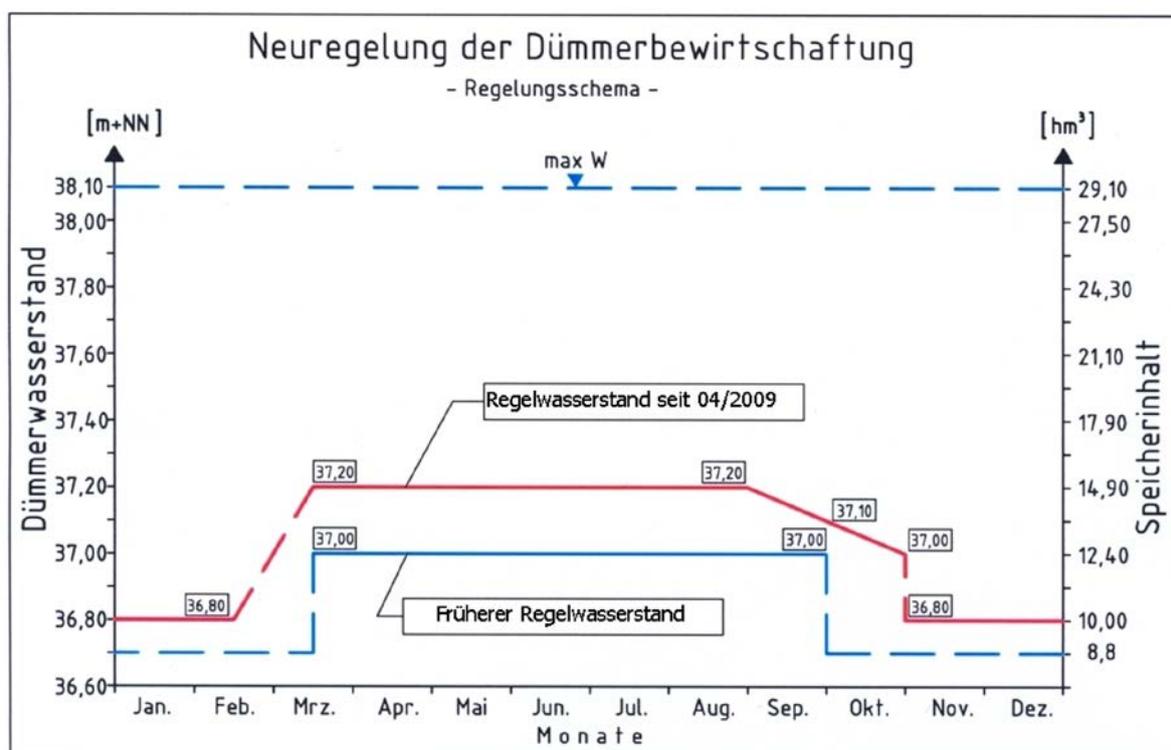


Abb. 10: Saisonale Verteilung des Regelwasserstandes im Dümmer seit 04/2009 (Hunte Wasserverband 2009)

Verdunstung des Dämmers

Die Verdunstung des Dämmers wird im Folgenden näherungsweise aus den vorliegenden Verdunstungswerten des Steinhuder Meeres abgeleitet - einem dem Dümmer vergleichbaren See etwa 30 km nordwestlich von Hannover. Die Verdunstung des Steinhuder Meeres lag 1970-1975 nach der Wasserhaushaltsmethode bei 656 mm/a. Die Fehler der Abschätzung liegen bei ca. 19 %. Mit rund 3,39 mm/d ist die Verdunstung von Juni bis August am höchsten (vgl. Tab. 9). (Nach Richter 1987, teilweise umgerechnet). Bei einer eingedeichten Fläche des Dämmers von 16,09 km² (Daten NLWKN) entspricht das einer Verdunstung von ca. 0,63 m³/s.

	Anteil %	Verdunstung mm/Monat	Verdunstung mm/d
Jan	3,45	22,6	0,73
Feb	1,77	11,6	0,41
Mrz	5,26	34,5	1,11
Apr	7,33	48,1	1,6
Mai	12,73	83,5	2,69
Jun	16,78	110,1	3,67
Jul	14,73	96,6	3,12
Aug	15,96	104,7	3,38
Sep	10,69	70,1	2,34
Okt	7	45,9	1,48
Nov	4,29	28,1	0,94
Dez	0,01	0,1	0
Summe	100	656 mm/a	-

Tab. 9: Verdunstung des Steinhuder Meer nach Wasserhaushaltsmethode (Richter 1987, neu berechnet).

Mit 548 mm/a ist die aus Klimadaten errechnete mittlere potentielle Evaporation für den Zeitraum 1990 bis 2008 in der Umgebung des Dümmers ähnlich hoch (Daten NLWKN).

Abfluss

Der Mindestabfluss der Lohne ist auf 300 L/s ausgerichtet (Planfeststellungsbeschluss Bornbachumleitung 2003). Dieser Wert war ursprünglich auf die Sicherung der Vorflut für die Kläranlage Lembbruch ausgelegt, die vor ihrem Ausbau eine nicht unerheblich Belastung der Lohne darstellte. Seit 2010 ist die erneuerte Kläranlage in Betrieb. Die Ablaufwerte sind bei allen sauerstoffzehrenden Substanzen (Ammonium, BSB, CSB) so gut (Samtgemeinde „Altes Amt Lemförde“ 2011), dass der Mindestabfluss in der Lohne überdacht werden könnte. Dies gilt auch vor dem Hintergrund, dass die Verschlammung der Lohne und die daraus resultierenden, bis nach Diepholz reichenden Probleme durch eine Sedimentation von organischen Partikeln aus dem Dümmer bedingt sein dürften. Mit einer Drosselung des sommerlichen Mindestabflusses ließen sich auch Probleme mit dem abfallenden Wasserstand des Dümmers im Sommer mildern (im Mittel 3,39 mm/d oder 630 L/s, vgl. oben).

4.1 Sanierungs-/Restaurierungsziel

Das Sanierungsziel/Restaurierungsziel für den Dümmer ist die wesentliche Minderung bzw. der Wegfall der sommerlichen Algenblüten (vor allem Blaualgen), welche submerse Makrophyten an der Entwicklung hindern. Als Voraussetzung für die Erreichung dieses qualitativen Zieles wurde der maximale Konzentrationswert von 50 µg P/L im Zufluss zum Dümmer insbesondere im Spätwinter und zeitigen Frühjahr festgelegt (Poltz 1990, Rippl pers. Mitt.). Die Phosphorkonzentration im zeitigen Frühjahr ist maßgeblich für die Entwicklung von Algen bzw. submersen Makrophyten in der betreffenden Vegetationsperiode.

Mit dem Zielwert von 50 µg P/L im Zufluss des Dümmers lässt sich auch ein Zielwert für den Flächenaustrag (P-Immission) und für die Gesamt-P-Fracht aus dem Einzugsgebiet angeben. Bei einem geschätzten mittleren Abfluss der Hunte (1990-2008, Hunte ohne den umgeleiteten Bornbach) von 2,42 m³/s und einer Einzugsgebietsgröße (Hunte Schäferhof nach 2009) von 324,2 km² ergibt sich ein mittlerer tolerabler Flächenaustrag von 11,8 kg P/(km²·a). Dies entspricht in der Hunte am Pegel Schäferhof hochgerechnet einer Jahresfracht von 3,82 t P/a (vgl. Abb. 5). Der zusätzliche Phosphoreintrag aus dem Marler Graben bleibt bei dieser Berechnung unberücksichtigt. Ebenfalls unberück-

sichtig bleibt eine saisonale Betrachtung, nach der z.B. im Herbst und Frühwinter höhere P-Konzentrationen im Zufluss toleriert werden können.

Berücksichtigt man zusätzlich die P-Retention in Verlauf der Hunte von 41,9 % (Scheer *et al.* 2012a, Scheer & Voermanek 2012b), ergibt sich eine mittlerer tolerabler Flächenaustrag („P-Emission“) von 20,3 kg P/(km²·a) bzw. 0,203 kg P/(ha*a). Die Jahresfracht am Pegel Hunte Schäferhof bleibt im Wesentlichen unverändert, da auf der kurzen Fließstrecke bis zum Dümmer nur mit einer geringen weiteren P-Retention gerechnet wird.

4.2 „Sofortmaßnahmen“ gegen Geruchsbelästigungen und Fischsterben

Die naturwissenschaftliche Konzeption, technische Umsetzung, Kostenschätzung, Nutzwertanalyse und Kosten-Nutzen-Analyse für Sofortmaßnahmen zur Minderung von Geruchsbelästigungen und Fischsterben sind abgeschlossen und in einem separaten Bericht vorgelegt worden (Wolter *et al.* 2012).

4.3 Makrophytenbewirtschaftung im See

Kerngedanke dieser Maßnahme ist, durch die regelmäßige Entfernung eines Teils der Unterwasserpflanzen deren permanenten Zuwachs und damit auch ihr Phosphoraufnahme-Vermögen maximal zu erhöhen. Gleichzeitig stellt die Stabilisierung einer Makrophytengesellschaft einschließlich der mit ihr vergesellschafteten Aufwuchs- und Benthosorganismen eine Bereicherung der Biozönose dar.

Die Makrophytenbewirtschaftung hat ausschließlich zum Ziel, ein Maximum an Produktion der Makrophyten zu fördern, nicht ihren Bestand zu "regulieren". Dabei sollen die "K-Strategen" (Gleichgewichtsbiozönosen sensu Odum 1969) gefördert werden, nicht hingegen die r-Strategen (z.B. Pionierpflanzen), die z.B. bei der vollständigen Entfernung der submersen Makrophyten einen Entwicklungsvorteil hätten.

Um die submersen Makrophyten im See für eine optimale Funktion ständig (auch im Sommer) im Zuwachs zu halten, sollten Streifen in die von ihnen besiedelten Areale geschnitten werden. Eine vollständige Entfernung der Makrophyten ist hingegen nicht zu empfehlen, da die Gefahr der Sukzession zu anderen Gesellschaften und eine nachhaltige Schädigung der Makrophyten sowie der mit ihnen vergesellschafteten Organismen zu erwarten wäre. Der Erhalt des Artenspektrums der Makrophyten ist durch die streifenförmige Bewirtschaftung gewährleistet, da vorrangig die vorhandenen Makrophyten von der Seite in die geschnittenen Schneisen einwachsen und somit kaum Potenzial für die Etablierung neuer Arten am Gewässergrund besteht. Dabei ist auch dafür Sorge zu tragen, dass die verbleibenden Makrophytenstreifen ausreichend dimensioniert sind (d.h. diese eine mindestens doppelte Breite wie die gemähten Streifen besitzen). Ansonsten könnten ebenfalls möglicherweise unerwünschte Aufwuchsalgen und Pionierpflanzen die Oberhand gewinnen.

4.4 Übersicht und Bewertung möglicher alternativer Restaurierungsmaßnahmen

Unter Restaurierungsmaßnahmen zur Herstellung der angestrebten Gewässerqualität (hier bei eutrophierten Seen) werden See-interne Maßnahmen verstanden, die im nachfolgenden näher beschrieben werden. Im Gegensatz dazu setzen Sanierungsmaßnahmen an den Zuflüssen und der Reduzierung ihrer Nährstofffracht an (Björk 1988, Björk 1994).

4.4.1 Grundsätzliches zur Erfolgsaussicht von Restaurierungsmaßnahmen

Es ist internationaler Standard und entspricht außerdem dem Grundsatz der Wirtschaftlichkeit, dass Restaurierungsmaßnahmen in einem See nur durchgeführt werden, wenn vorher eine hinreichende Entlastung des Sees von Nährstoffeinträgen erfolgt ist. Restaurierungsmaßnahmen dienen dazu, Seen, die bereits eine externe Entlastung von Stoffeinträgen erfahren haben, deren Reaktion aber mehrere Jahre verzögert auftreten kann, rasch in ihrer Wasserqualität zu verbessern.

Wenn hingegen keine hinreichende Entlastung von Nährstoffeinträgen erfolgt ist, können Restaurierungsmaßnahmen nur eine kurzfristige Verbesserung der Wasserqualität eines Sees bewirken, d.h. dass sich die Wasserqualität des Sees anschließend wieder verschlechtert.

Eine solche Gefahr besteht auch beim Dümmer. Dies belegen die Erfahrungen an einem See mit ähnlichen Bedingungen, dem Steinhuder Meer, wo es bereits wiederholt zu Phasen der Verschlechterung der Gewässerqualität gekommen ist.

Im Steinhuder Meer kam es erstmals 1999 nach einer moderaten Entlastung von Nährstoffeinträgen zu einem Zusammenbruch der vorherrschenden, das Wasser stark trübenden Phytoplanktonzönose. In den Folgejahren siedelten sich Fadenalgen (*Spirogyra* sp.), submerse Makrophyten und Schwimmblattpflanzen an. Besonders hervor trat die aus Nordamerika stammende *Elodea nutallii* (Schmalblättrige Wasserpest), die allerdings ab Frühjahr 2003 aus ungeklärten Gründen wieder fast vollständig verschwand. Seitdem kommen eher Laichkräuter vor, allerdings nicht flächendeckend. (NLWKN 2010b). Von ca. Anfang 1999 bis Anfang 2003 war dementsprechend die Sichttiefe relativ hoch und die Konzentration von Gesamtphosphor relativ gering (Schuster 2004 in NLWKN 2010b). Danach kam es in dem See wieder zu einer Dominanz der Phytoplanktonzönose mit der entsprechenden Verschlechterung der Sichttiefe und einer Erhöhung der Gesamtphosphorkonzentration. Das Steinhuder Meer wird demnach wieder als stark eutroph bis polytroph gekennzeichnet. (NLWKN 2010b).

4.4.2 Mögliche Restaurierungsmaßnahmen

Nachfolgend werden als mögliche Restaurierungsmaßnahmen die Entschlammung, die P-Fällung im Wasserkörper einschließlich Sedimentbehandlung, die Belüftung, die Sedimentoxidation sowie das Nahrungskettenmanagement und die Filtration mit Großmuscheln beschrieben sowie im Hinblick auf ihre Eignung für einen Einsatz am Dümmer bewertet.

Ergänzend wird dabei auch auf die Phosphorfällung am Zufluss der Hunte eingegangen, auch wenn es sich hier um keine klassische Restaurierungsmaßnahme handelt.

4.4.2.1 Entschlammung

Die häufige Annahme, dass über eine Entschlammung große Mengen von Phosphor aus einem See entfernt werden können und sie deshalb eine geeignete Restaurierungsmaßnahme darstellt, bedarf der Richtigstellung. Der bei einer Entschlammung aus einem See entfernte Phosphor stammt zu einem erheblichen Teil aus tieferen Sedimentschichten. Wegen der Limitierung vertikaler Transporte im Sediment spielt dieser Phosphor fast überhaupt keine Rolle für die Phosphorversorgung der Wasserschichten. Die klassische Phosphorfreisetzung aus Sedimenten (Mortimer 1941, 1942, Ohle 1954) ist ein Prozess, der höchstens in den obersten Milli- bis Zentimetern des Sedimentes auftritt. Hinzu kommt, dass es schon während einer Entschlammung, die bei einem See der Größenordnung des Dümmer mehrere Jahre dauern würde, wieder zur Umlagerung von Treibmudde (Poltz 1990) und erneuter Sedimentation in entschlammten Bereichen käme. Es kann deshalb als sicher gelten, dass

eine Entschlammung am Dümmer ohne ergänzende Maßnahmen keine Verbesserung der Wasserqualität bewirken würde. Allerdings lässt sich mit einer Entschlammung eine Vertiefung und damit eine Verzögerung der durch fortschreitende Sedimentation bewirkten Seenalterung erreichen. (Siehe auch Björk *et al.* 2010.)

4.4.2.2 P-Fällung im Wasserkörper und Sedimentbehandlung

Eine Phosphorfällung im Wasserkörper (Ripl 2010) wäre mit den Präparaten Eisenchlorid (FeCl_3), Aluminiumsulfat und Calcium (Kalzitfällung) möglich. Eisen und Aluminium wirken auch noch nach ihrer Sedimentation durch ihre weiter andauernde Phosphor-Bindung im Sinne einer Sedimentbehandlung fort. Eine nicht am Wasserkörper, sondern direkt am Sediment ansetzende Behandlung wäre mit Benthophos[®] (eine Mischung aus Lanthan und Bentonit) möglich. Benthophos[®] bindet Phosphat als Lanthanphosphat und entzieht es damit der Primärproduktion von z.B. Planktonalgen. Beispiele für Eisenbehandlungen bilden der Groß Glienicker See (Berlin, Brandenburg; Wolter 2010) und die Alte Donau (Wien; Ripl Wolter 1995, Dokulil *et al.* 2000).

Grundsätzlich gilt, dass diese Maßnahmen in einem See von der Größenordnung des Dümmer sehr aufwändig in der Realisierung wären. Werden die Quellen der Phosphorbelastung nicht abgestellt, besteht zudem die Gefahr, dass diese Maßnahmen jedes Jahr oder zumindest alle paar Jahre wiederholt werden müssen.

Die Eisenbehandlung am Groß-Glienicker See (Berlin, Brandenburg) 1992/93 hat bei 67 ha Fläche und einer mittleren Tiefe des Sees von 6,5 m (...) €, entsprechend (...) €/ha gekostet. Eine Behandlung des Dümmer würde - rechnet man diesen Flächenpreis hoch - mindestens (...) € pro Behandlung kosten.

4.4.2.3 Phosphorfällung am Zufluss der Hunte in den See (Phosphateliminierungsanlage)

Keine Restaurierungsmaßnahme im klassischen Sinne, sondern eine Maßnahme zur Reduktion von Nährstoffeinträgen aus dem Einzugsgebiet stellt eine Phosphoreliminierungsanlage am Hauptzufluss Hunte dar. Bei dieser Maßnahme würde der Phosphor aus dem gesamten Zufluss der Hunte in einer technischen Anlage mit Hilfe von Fällungsmitteln und einer Filtration aus dem Wasser entfernt und so vom See ferngehalten werden. Ähnliche Anlagen wurden an der Wahnbachtalsperre (Nordrhein-Westfalen) (Bernhardt *et al.* 1985) und am Tegeler See (Berlin) (Hässelbarth 1979, Ripl *et al.* 1993) errichtet. Die Baukosten einer solchen Anlage wurden in den 1980er Jahren auf (...) €, die Betriebskosten auf (...) €/a geschätzt (Poltz 1990). Für eine Umsetzung am Dümmer ist diese Maßnahme wenig geeignet. Neben den hohen Baukosten sprechen insbesondere die erheblichen technischen Schwierigkeiten dagegen, die bei der Behandlung des stark schwankenden Abflusses der Hunte zu erwarten sind.

4.4.2.4 Belüftung

Effektive Belüftungsmaßnahmen im Dümmer sind wegen der geringen Wassertiefe praktisch ausgeschlossen. Zudem kann eine Belüftung des Wasserkörpers, die auf eine Erhöhung der Sauerstoffkonzentration abzielt, auf Dauer nicht das Planktonwachstum unterdrücken. Dies gilt insbesondere, wenn keine zusätzlichen Maßnahmen zur Phosphorbindung (z.B. eine Eisenbehandlung) vorgenommen werden.

Mit einer kombinierten Eisenbehandlung und Tiefenwasserbelüftung wurde beispielsweise der Groß-Glienicker See (Berlin-Brandenburg) nach seiner Entlastung von Phosphoreinträgen saniert (Wolter 2010).

4.4.2.5 Sedimentoxidation

Die Sedimentoxidation mit Nitrat wurde von Rippl (1978) am Lillesjön (Schweden) entwickelt. Dabei wird das Oxidationsmittel Nitrat am Sediment von denitrifizierenden Bakterien zur Oxidation von fäulnisfähiger organischer Substanz genutzt. In der Folge wird die interne Phosphorfreisetzung verringert, so dass die behandelten Seen sich in ihrer Wasserqualität verbessern können. Wegen der fehlenden vorhergehenden Entlastung des Sees von Phosphoreinträgen ist die Nitratbehandlung am Dümmer jedoch nicht einsetzbar.

4.4.2.6 Nahrungskettenmanagement („Biomanipulation“)

Die Organismengesellschaft in einem See kann als Nahrungsnetz aufgefasst werden. In einem eutrophen See bilden Bakterien und Algen die unterste Stufe des Nahrungsnetzes und nutzen Nährstoffe und Licht zum Aufbau von organischer Substanz. Planktische Algen und Bakterien werden durch das Zooplankton filtrierte. Planktivore Fische (Weißfische) fressen das Zooplankton und Predatoren (Raubfische) die planktivoren Fische.

Das Ziel des Nahrungskettenmanagements besteht darin, durch erhöhten Raubfischbesatz oder Verringerung der Weißfischbestände mehr Zooplankton für die Filtration der Planktonalgen zu bekommen (Shapiro *et al.* 1975).

Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass durch diese Maßnahmen kein biozönotisches „Gleichgewicht“ (eigentlich Fließgleichgewicht) hergestellt wird. Gerade in größeren Seen und offenen Systemen (mit einem größeren Zu- und Abfluss) können sich die Weißfischbestände relativ schnell regenerieren. Dazu trägt auch ihre hohe Reproduktionsrate bei. Eine weitere Unsicherheit besteht darin, dass Phytoplankton unter dem erhöhten Fraßdruck und dem weiterhin erhöhten Angebot an Nährstoffen mit einer Verschiebung des Artenspektrums hin zu nicht fress- oder filtrierbaren Arten, wie z.B. koloniebildenden Blaualgen, reagieren kann (Matěna *et al.* 1994, Kasprzak *et al.* 2007).

Nahrungskettenmanagement im Dümmer

Für die erfolgreiche Anwendung des Nahrungskettenmanagements ist eine hinreichende Reduzierung der Nährstoffeinträge notwendig (Kasprzak *et al.* 2007). Für flache, windexponierte, von Sedimentresuspension und sommerlicher Phosphatfreisetzung betroffene Seen wird das Nahrungskettenmanagement grundsätzlich als erfolgreiche Methode ausgeschlossen (Benndorf 1995). Eine hinreichende Reduzierung insbesondere der Phosphoreinträge ist im Dümmer sicherlich noch nicht erfolgt. Aus diesen Gründen scheidet das Nahrungskettenmanagement als Restaurierungsmethode für den Dümmer aus.

Fischfauna und Kormoran

Im Dümmer ist es allerdings in den letzten Jahren zu Veränderungen der Fischfauna (Ausfall der mittleren Jahrgänge) und zur Entwicklung von sommerlichen Blüten der koloniebildenden Blaualgen (*Aphanizomenon flos-aquae*) gekommen. Die Ursachen dafür sind nicht zweifelsfrei geklärt. Erwogen wird auch, ob die Zunahme des Kormorans, der dadurch evtl. bedingte Rückgang der planktivoren Fische und die Zunahme der Wasserflöhe eine Erhöhung der Sichttiefen und damit die Ausbreitung von submersen Makrophyten seit etwa dem Jahr 2000 verursacht hat (Blüml *et al.* 2008).

Während Ende der 1970er Jahre im Sommer die Blaualgen *Aphanizomenon flos-aquae* und *Microcystis aeruginosa* nur mit über 1200 Fäden/mL nachgewiesen wurden (Poltz und Kuhlmann nach NLWKN 2010a), waren es 2006 und 2007 *Aphanizomenon flos-aquae* mit über 17.400 Fäden/mL und *Anabaena flos-aquae* mit über 6.000 Fäden/mL (Schuster 2006 und Schuster 2008 nach NLWKN 2010a). Demgegenüber waren Großfiltrierer in den 80er Jahren relativ selten.

Offensichtlich sind die diskutierten Abundanzveränderungen bei Kormoran, Fischfauna, Zooplankton, Cyanobakterien und submersen Makrophyten mehr oder weniger gleichzeitig aufgetreten, was durchaus für einen ursächlichen Zusammenhang spricht. Die Zunahme des Kormorans könnte als eine „top-down“-Steuerung der Nahrungskette im Sinne einer Biomanipulation verstanden werden.

Es ist jedoch fraglich, ob eine Reduzierung der Kormoranbestände oder ihre Vergrämung (Klefoth 2012) ein positives Ergebnis für den Dümmer bringen würde. Ziel der Sanierungsbemühungen am Dümmer ist unter anderem die Etablierung von submersen Makrophyten. Wie der Verlauf im Jahr 2012 zeigt, besteht zurzeit ein erhebliches Potential für ihr Wachstum. Der See weist jedoch keine stabilen Jahresmuster hinsichtlich der submersen Makrophytenentwicklung auf. Im Frühjahr sind geringe Phytoplanktonkonzentrationen zu verzeichnen, im Sommer entwickeln sich hingegen dichte Cyanobakterienblüten. Wenn es allerdings in dieser Phase gelänge, die Phosphorfracht im Zufluss deutlich zu senken, lägen besonders geeignete Startbedingungen für das Wachstum von Makrophyten und eine damit einhergehende Stabilisierung des Stoffhaushaltes im See vor. Sollten sich jedoch die Verhältnisse von zooplanktonfressenden Fischen und Großfiltrieren durch anthropogene Maßnahmen so ändern, dass sich im Frühjahr wieder wie vor dem Jahr 2000 dichte Grün- und Kieselalgenblüten entwickeln, könnte der See eine negative Entwicklung nehmen. Die sich früh entwickelnden Grün- und Kieselalgen könnten durch ihre Wassertrübung die Entwicklung submerser Makrophyten im Frühjahr effektiv verhindern. Die nach der Frühjahrsblüte absterbenden Algen bilden ein besonders großes Potential für die Remobilisierung von Phosphor aus dem Sediment (interne Düngung, Ohle 1953, Rippl pers. Mitt.). Damit wäre im Sommer trotz verringerter Fracht von Phosphor aus den Zuflüssen genug Phosphor für ein dichte Planktonzönose besitzen. Daher könnte der Dümmer nach einer Rückkehr zum „Grün- und Kieselalgensee“ ein höheres Risiko eine stark verzögerte Reaktion der derzeitigen Sanierungsbemühungen aufweisen, als es zurzeit der Fall ist. Derartig verzögerte Reaktionen von Seen auf Sanierungsbemühungen können durchaus 10 Jahre oder mehr dauern (Scheffer 1998, Søndergaard *et al.* 2005). Sofern daher der Kormoran mit zum Rückgang der planktivoren Fische und damit zur verbesserten Entwicklung submerser Makrophyten beiträgt, wäre er zumindest nicht als nachteilig für die Gewässersanierung einzustufen.

4.4.2.7 Großmuscheln

Scheffer (1998) diskutiert die Möglichkeit zur Filtration des Wassers mit Muscheln. Es wird von einem See in Neuseeland berichtet, in dem eine lokale Muschelart den gesamten See in 32 Stunden einmal durchfiltern soll. In anderen Seen wird beispielsweise die nicht heimische Zebrauschel (*Dreissena polymorpha*) eingesetzt. Tests in Holland ergaben eine Erhöhung der Sichttiefe in den Seen.

Der Einsatz von lokalen Muschelarten aus Neuseeland in einem See in Deutschland ist nicht zulässig. Das Einbringen dieser Neozoen birgt unkalkulierbare Risiken für die heimische Biozönose. Auch *Dreissena polymorpha* ist im Dümmer nicht heimisch, ist aber inzwischen in Deutschland weit verbreitet. Aus Gutachtersicht besteht beim Einsatz von Großmuscheln mit Blick auf das für den Dümmer festgelegte Sanierungs- bzw. Restaurierungsziel in erster Linie ein unkalkulierbares Risiko darin, dass der größte Teil des von den Muscheln aufgenommenen Phosphors letztendlich über Fäkalpellets wieder ans Wasser abgegeben wird. Kurzfristige Erfolge sind zwar dokumentiert, die Langzeitwirkung einer Anreicherung von Phosphor im Sediment ohne das Einbringen von bindenden Substanzen wie z.B. Eisen oder Aluminium ist jedoch fragwürdig.

4.4.2.8 Zusammenfassendes Ergebnis zu den Restaurierungsmaßnahmen

Die vorhergehenden Ausführungen haben ergeben, dass am Dümmer keine wirtschaftlichen und ökologisch effizienten See-internen Maßnahmen durchführbar sind. Zurückzuführen ist dies auf die geringe Gewässertiefe, die z.B. Maßnahmen der Belüftung ausschließt, und auf die bislang unzureichende Minderung der Phosphor-Einträge aus dem Einzugsgebiet (was z.B. eine Phosphorfällung im Dümmer ausschließt). Auch die Phosphorfällung an der Hunte ist - bedingt durch die starken Abfluss-Schwankungen der Hunte - als dauerhafte Maßnahme nicht zu empfehlen.

4.5 Wissenschaftlich nicht anerkannte Restaurierungs- oder Sanierungsverfahren

Die klassischen Restaurierungsmaßnahmen (z.B. Entschlammung, P-Fällung, Belüftung, Sedimentoxidation und Nahrungskettenmanagement/Bio-manipulation) sind am Dümmer nicht anwendbar, solange die hohe, hauptsächlich durch die Landwirtschaft verursachte externe Phosphorbelastung anhält. Nicht wissenschaftlich begründete Sanierungs-/Restaurierungsmethoden werden als wirkungslos eingestuft und scheiden für eine Finanzierung aus Steuermitteln aus.

Der Einsatz von wissenschaftlich nicht anerkannten Restaurierungs- und Sanierungsmethoden (oft auch als „alternative“ Verfahren bezeichnet) zur Sanierung/Restaurierung des Dümmer wurde geprüft. Die Prüfung erfolgte nach folgenden Kriterien:

- das Vorliegen einer naturwissenschaftlich fundierten Wirkungsbeschreibung einschließlich der technischen Funktion und der Dimensionierung hinsichtlich Wirkung im Raum und Angaben über die Dauer der Maßnahmen,
- Referenzobjekte (Seen mit vergleichbarer Größe),
- fachlich anerkannte Untersuchungen und statistisch abgesicherte Messreihen der Referenzobjekte von unabhängigen Wissenschaftlern,
- statistisch zuverlässige Reproduzierbarkeit der Messungen und Ergebnisse durch unabhängige Wissenschaftler und
- durchgängige Kostenberechnung.

Es wurden folgende Verfahren beispielhaft geprüft: Verfahren nach Roland Plocher, Anwendung von EM (Effektive Mikroorganismen), geordnete Turbulenzerzeugung mit WST-Düse, Einsatz der Bakterienmischung "PIP Pond Plus", Biogas aus Algen mit Zyklon-Technik, Destratifikation/ Zwangsbelüftung mit dem Gerät aquamotec® der Fa. EKS Anlagensysteme, Xylit-Walzen der Fa. „Ökon-Vegetationstechnik“ und Freistrahlanlage zur Destratifikation (Jürgen Michele, Jade Hochschule Wilhelmshaven).

Gemeinsame Merkmale der geprüften Verfahren sind:

- dass die limnologische Problemanalyse "Limitierung der Phosphorkonzentration" durch Fernhaltung aus dem Hauptzufluss Hunte oder durch Festlegung im Dümmer meist nicht ins Zentrum der Bemühungen gestellt wird,
- dass für die Problembeseitigung keine naturwissenschaftlichen, technisch dimensionierten und/oder wirtschaftlich nachvollziehbaren Methoden genannt werden,
- dass die genannten Wirkungsmechanismen oftmals naturwissenschaftlichen Erkenntnissen regelrecht widersprechen,
- dass entweder überhaupt keine oder zumindest in ihrer räumlichen und zeitlichen Ausdehnung einem großen See wie dem Dümmer vergleichbaren Referenzobjekte benannt werden.

Im Rahmen der gutachterlichen Prüfung und der Bewertung dieser Verfahren seitens des NLWKN und des LBEG (Anwendung von „EM“, Stellungnahme LBEG siehe Anhang) fanden zudem weiterführende Gespräche mit Limnologen statt, die langjährige Erfahrungen mit der Sanierung von Seen auch in den übrigen Bundesländern besitzen. Mit dem Ergebnis:

Es ist kein See - insbesondere kein dem Dümmer vergleichbarer Flachsee - in der Bundesrepublik Deutschland bekannt, in dem eines der oben erwähnten Verfahren mit wissenschaftlich nachweisbarem Erfolg eingesetzt worden ist. (Schuster, NLWKN, pers. Mitt.).

Die oben aufgeführten „alternativen Verfahren“ sind weder in der Lage die Phosphorbelastung des Sees als zentrale Ursache der Eutrophierung des Dümmers nachweislich in dem für die Sanierung des Sees erforderlichen Ausmaß zu senken noch eignen sie sich zur direkten Unterdrückung von Blaualgenmassenentwicklungen.

Aufgrund der Komplexität des Ökosystems Flachsee sind Testversuche mit Mikroorganismen in einem abgegrenzten Bereich des Sees (z.B. Hafenbecken) kaum aussagekräftig und nicht auf den Dümmer übertragbar. Daneben handelt es sich um nicht standardisierte Produkte mit z.T. nicht näher spezifizierten Inhaltsstoffen (Zusatzstoffen), was einer wasserrechtlichen Genehmigung entgegensteht.

Für einen See dieser Größenordnung sollten nur Verfahren und Steuermittel für die Restaurierung/Sanierung verwendet werden, die ihren Wirkungsnachweis naturwissenschaftlich und praktisch bereits erbracht haben. Die Nachweispflicht für einen derartigen Wirkungsnachweis obliegt den Herstellern, Anbietern, insbesondere aber den Inverkehrbringern der Verfahren und nicht der „*scientific community*“.

Davon abgesehen kann es natürlich immer wirklich neue Verfahren geben. Für eine derartige Fortschreibung technischer Methoden, die sich erkennbar zu einem neuen Stand der Technik entwickeln könnten, wird den Anbietern empfohlen, sich um Fördermittel aus einem Innovationsprogramm für den Mittelstand (z.B. Arbeitsgemeinschaft industrieller Forschungsvereinigungen "Otto von Guericke" e.V., AiF) zu bewerben. Hierüber sollen im Vorfeld Chancen neuer Verfahren erkannt und Risiken minimiert werden, um einerseits die Entwicklung zu fördern und andererseits volkswirtschaftlichen Schaden nachhaltig abzuwenden.

Abschließend ergänzend ein Zitat aus dem Artikel von Mathes (2010) zu der Problematik:

„Die Beschäftigung mit den immer wiederkehrenden (und nicht selten enthusiastisch und fordernd vorgetragenen) Anträgen zur Förderung und Umsetzung der bedenklichen „alternativen Techniken“ [...] bedeutet verlorene Zeit. Grundsätzlich sollte mit Mitteln für den Gewässerschutz gewissenhaft umgegangen werden und nur in Sanierungs- und Restaurierungsvorhaben investiert werden, die auf naturwissenschaftlicher Basis beruhen und nachhaltige Erfolge erwarten lassen.“ [Zitat Ende]

5 Sanierung des Dümmers durch dezentrale Schilfpolder

Das in diesem Gutachten untersuchte zentrale Schilfpoldersystem wurde von Rippl (1983) vorgeschlagen. Prinzipiell kann diese Aufgabe jedoch auch von weiter oben im Einzugsgebiet liegenden, dezentral angeordneten Schilfpoldern übernommen werden (Beispiel in Abb. 11). Nachfolgend wird der Frage nachgegangen, ob die Anlage mehrerer kleiner dezentraler Schilfpolder in Belastungsschwerpunkten anstelle eines großen Schilfpoldersystems eine vergleichbar große Nährstoffretention erzielen kann.



Abb. 11: Beispiel für die Anordnung von dezentralen Schilfpoldern an den Hauptzuflüssen zum Dümmer. (Graphik: Wolter, 2012; Hintergrundgraphik: NLWKN und UHV70, verändert).

Mit der in Kap. 4.1 (Sanierungs-/Restaurierungsziel) formulierten Zielsetzung die Phosphorkonzentration im Zufluss des Dümmer auf 50 µg P/L zu begrenzen, lässt sich das Sanierungsziel in Bezug auf die P-Austräge aus dem Einzugsgebiet quantifizieren. Mit einem geschätzten langjährigen Abfluss nach der Bornbachumleitung (1990-2008, Pegel Schäferhof, 80,5 % des Abflussanteil Hunte ohne Bornbach) von 2,42 m³/s oder mit dem mittleren Abfluss am Pegel Schäferhof 2010/2011 von 2,27 m³/s ergeben sich jeweils 11,8 bzw. 11,0 kg P/(km²*a). Da Scheer *et al.* (2012a) und Scheer & Voermanek (2012b) von einer P-Retention von 41,9 % in den Fließgewässern ausgehen, wären 20,3 bzw. 18,9 oder rund gerechnet 20 kg P/(km²*a), das entspricht 0,2 kg P/(ha*a) tolerabel.

Die Ergebnisse der Modellierung weisen für die meisten Teileinzugsgebiete P-Austräge von über 0,5 kg P/(ha*a) aus. In der Praxis wird es für ein Schilfpoldersystem am Dümmer daher schwierig zu realisieren sein, Auslaufkonzentrationen von unter 50 µg P/L zu erreichen. Insofern müssten nach den vorliegenden Daten eigentlich alle Teileinzugsgebiete behandelt werden, wenn nicht zeitgleich flankierende Maßnahmen in der Landnutzung zur Minderung der Nährstoffauswaschung vorgesehen werden.

Insgesamt überwiegen bei der Frage von Bau und Betrieb dezentraler Schilfpolder die Nachteile:

- Es wird nicht davon ausgegangen, dass sich durch dezentrale Schilfpolder eine Flächeneinsparung ergibt. In der Summe wird vielmehr mindestens vergleichbar viel Fläche wie für den zentralen Polder benötigt.
- Wenn durch dezentrale Polder im oberen Einzugsgebiet eine vergleichbare Retentionsleistung wie durch einen Großschilfpolder erreicht werden soll, müssten die Nebenflüsse der Hunte an strategisch exakt geplanten Punkten mit einem effektiven Polder ausgestattet werden. Der Aufwand für die flächenexakte Planung und Flächenakquisition wäre hoch.
- Da Niederschläge, insbesondere Starkregenereignisse, ungleichmäßig verteilt sind, wären die hydraulischen Anforderungen an weit oben im Einzugsgebiet liegende Schilfpolder höher, als es bei einer Lage nahe am Dümmer der Fall wäre. Um bei einem Starkregenereignis in einem kleinen Teileinzugsgebiet eine hinreichende Phosphorretention zu erzielen, müssten die dezentralen Schilfpolder flächenmäßig überdimensioniert werden. Bei einer Mischung der hoch nährstoffhaltigen Starkregenabflüsse aus einem kleinen Teileinzugsgebiet mit Wasser aus anderen Teileinzugsgebieten stellt die erhöhte Phosphorfracht hingegen aufgrund der Verdünnungseffekte kein relevantes Problem mehr für den flussabwärts gelegenen zentralen Schilfpolder dar.
- Weiter oben im Einzugsgebiet ist mit einem bewegteren Relief zu rechnen, weshalb mehr Erdbewegungen zum Bau der Schilfpolder notwendig werden. Die Anforderungen an Dämme, Zu- und Ableitungen wären ebenfalls größer und damit die Realisierung des Sanierungsziels insgesamt teurer.
- Das Zusammenwirken mehrerer dezentraler Schilfpolder wäre nur mit großen Unsicherheiten prognostizierbar. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass die Reinigungsleistung dennoch nicht ausreicht. In diesem Fall wäre es ineffektiv aber unverzichtbar, zu guter Letzt doch ergänzend einen zentralen Polder zu bauen, der lediglich bereits teilweise gereinigtes Wasser zu reinigen hätte. Mit Blick auf den zuvor beschriebenen Aufwand bei der Flächenbereitstellung und der Planung wäre eine solche Lösung nicht vorzugswürdig.
- Die Bewirtschaftung der dezentralen Polder wäre zudem wegen der dabei zurückzulegenden Entfernungen ineffektiv.
- Für die Planung dezentraler Schilfpolder fehlen außerdem - wie schon oben ausgeführt - die Daten zur Bemessung der in ihrem Zusammenwirken zu erbringenden Retentionsleistung. Während des Betriebes wäre aus diesem Grund mit einem erhöhten Monitoringaufwand zur Betriebsüberwachung und -optimierung zu rechnen.

Von Vohla *et al.* (2011) werden verschiedene Filtermaterialien für die Elimination von Phosphor aus Abwasser vorgeschlagen. Als besonders geeignet werden Calcium-haltige Filtermaterialien identifiziert. Von Holsten *et al.* (2012) werden Filtersysteme in landwirtschaftlichen kleinen Fließgewässern und Gräben vor allem zu Elimination von Stickstoff vorgeschlagen. Bei der Größenordnung der am Dümmer zu behandelnden Wassermenge und wegen der Vergesellschaftung des Phosphors mit einer Partikelfracht erscheint der Einsatz von Filtertechnik - auch dezentral eingesetzt - wegen des hohen Bau- und Unterhaltungsaufwandes nicht möglich.

Von Hoffmann *et al.* (2009) werden in einem Review-Artikel P-Retentionsleistungen von 1-3 kg P/(ha*a), in einem Einzelfall bis 24 kg P/(ha*a) in Uferstrandstreifen berichtet, ein Großteil der betrachteten Fälle hat allerdings auch eine negative Retention (= Freisetzung von Phosphor). Das

Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ mit einem geplanten Schilfpoldersystem von 1,3 bzw. 1,35 km² (vgl. Kap. 6.5.6) erreicht mit der Dimensionierung nach dem P-k-C* Modell eine Phosphorretention von 49,8 kg P/(ha*a), das Szenario „Null-% P-Reduktion“ (vgl. Kap. 6.5.6) sogar eine Phosphorretention von 56,7 kg P/(ha*a). Ein Teil dieser hohen P-Retention ist wahrscheinlich der relativ hohen Geschwindigkeitskonstante k der Phosphorretention an der Hunte geschuldet, trotzdem dürfte es fraglich sein, ob Gewässerrandstreifen ähnlich hohe P-Retentionen wie ein künstliches Feuchtgebiet erreichen können. Die Optimierung der Phosphorretention in einer technisch, geometrisch, hydrologisch und biologisch optimierten Schilfpolderfläche wird einem mehr oder weniger natürlichem Randstreifen vermutlich immer überlegen sein. Damit wäre der Flächenbedarf für eine annähernd gleich hohe P-Retention in Gewässerrandstreifen um ein vielfaches höher als für ein Schilfpoldersystem.

Zusammenfassend wird aus den vorgenannten Gründen von der generellen Errichtung dezentraler Schilfpolder oder dezentraler Retentionsstrukturen anstelle eines zentralen Schilfpoldersystems abgeraten. Im Einzelfall kann eine Behandlung von Belastungsschwerpunkten mit diesen Systemen aber trotzdem sinnvoll sein.

6 Planung eines zentralen Schilfpoldersystems

6.1 Allgemeines

In den Anfängen der Entwicklung von künstlichen Feuchtgebieten in Deutschland sind insbesondere Systeme mit "durchströmten Bodenfiltern" nach Seidel oder nach Kickuth gebaut worden. Käthe Seidel erforschte unter dem Dach der Max-Planck-Gesellschaft in der "Limnologischen Station Niederrhein" in Krefeld-Hülserberg die Eignung der Binse *Schoenoplectus lacustris* (ehemals *Scirpus lacustris*) zur Reinigung von Wasser. Die empfindlichen Halme der Pflanze werden beim Welken reißfest und biegsam, so dass sie für Flechtarbeiten geeignet sind. Seidel stellte ab 1947 fest, dass die Binse überdüngtes und verschmutztes Wasser reinigen konnte. Das Gewässer-Reinigungsverfahren (Krefelder System) arbeitet mit verschiedenen Becken, in den nacheinander Binsen, Röhricht und Wasseriris das Wasser reinigen. (Globig 2004).

6.1.1 Funktion

Grundsätzlich sind künstliche Feuchtgebiete als überströmte Feuchtgebiete (auch Freiwasserfeuchtgebiete, englisch *Free water surface wetlands* - FWS) oder als im Boden horizontal oder vertikal durchströmte Systeme konzipierbar. Überströmte Feuchtgebiete werden auch als horizontal durchströmte Freiwasserfeuchtgebiete (HFW - Horizontal Flow Wetlands) bezeichnet.

Systeme mit einer Durchströmung des Bodengrundes, also mit einem technisch aufgebauten Filter, werden in dieser Planung nicht weiter berücksichtigt, da ihre Herstellung aufwändig und teuer ist und ein sicherer Betrieb auch bei den Partikelfrachten der Hunte nicht gewährleistet werden kann. Auch nach internationalen Erfahrungen sind alle großen künstlichen Feuchtgebiete größer 10 ha Freiwasserfeuchtgebiete (Kadlec 2006).

In einem Schilfpolder wird das einströmende Wasser durch die Verringerung von Fließgeschwindigkeit und Turbulenzen durch langsame Sedimentation zunächst von seinen Trübstoffen, in welchen auch Nährstoffe wie Phosphor und Stickstoff gebunden sind, befreit. Gelöste Stoffe werden vor allem vom Aufwuchs aus Algen, Weidegängern und Bakterien aufgenommen. Auch eine teilweise Aufnahme in das wachsende Schilf findet statt. Durch die hohe Ansammlung von organischer Substanz bilden sich im Schilfpolder auch sauerstoffarme Zonen aus. In diese Zonen diffundiert Nitrat aus

dem Wasser und wird durch Denitrifikation in molekularen, gasförmigen Stickstoff umgewandelt. In der Summe hat das aus dem Polder ablaufende Wasser eine deutlich geringere Konzentration an Trübstoffen, Phosphor und Stickstoff (vgl. Abb. 12).

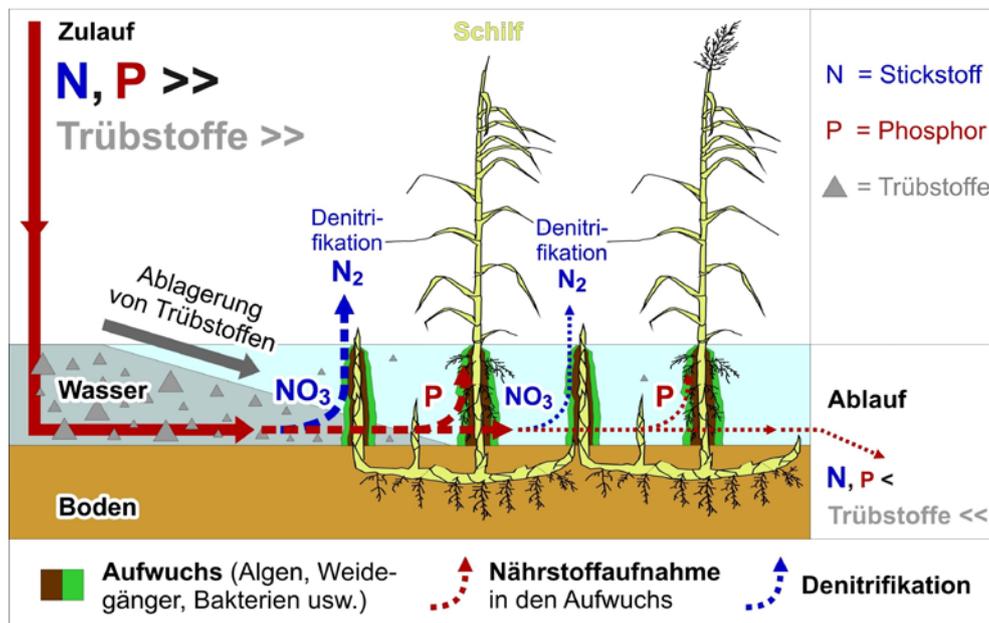


Abb. 12: Schematische Darstellung der Retention von Trü- und Nährstoffen, Phosphor und Stickstoff in einem Schilfpolder. (Graphik: Wolter, Graphik Schilf: Hildmann 1992, pers. Mitt.)

6.1.2 Grundsätzliche technische Eignung eines Schilfpolders - Beispiele, Referenzen und Funktionsnachweis

In Kadlec & Wallace (2009) sind geordnet nach Ländern insgesamt 950 künstliche Feuchtgebiete aufgelistet, von denen 488 FWS (Free Water Surface Wetlands, Freiwasserfeuchtgebiete) sind. Die meisten dieser Systeme finden sich in Australien, Kanada und den Vereinigten Staaten. Einige finden sich in den Niederlanden und in Schweden, während für Deutschland kein einziges verzeichnet ist. (Vgl. auch Abb. 19, Kap. 6.5.1.)

Für Großbritannien wurden von der „Constructed Wetland Association“ insgesamt 1.012 Anlagen aufgelistet, die meisten im Bereich Abwasserbehandlung. Es werden aber auch 16 Anlagen zur Behandlung von Oberflächenabfluss und 13 Anlagen für die Behandlung landwirtschaftlicher Abflüsse genannt (Cooper 2008, www.constructedwetland.co.uk).

Nachfolgend wird auf einige Beispiele näher eingegangen, die vergleichbare Rahmenbedingungen und Zielsetzungen wie das Dümmerprojekt besitzen, d.h. auf eine Minimierung von Phosphoreinträgen aus einem landwirtschaftlich geprägten Umfeld abstellen und nicht auf eine Abwasserreinigung, wie dies bei der Mehrzahl der in der Literatur beschriebenen Feuchtgebiet-Projekte der Fall ist. Grundsätzlich ist es schwierig, in der Literatur vergleichbare Projekte zu finden. Dies liegt nicht unbedingt daran, dass es keine Beispiele gibt, sondern auch daran, dass viele Projekte nur in nicht publizierten und daher nicht allgemein verfügbaren Projektberichten beschrieben sind. So weisen Kadlec & Wallace (2009) bei ihrer Liste von 488 Freiwasserfeuchtgebieten darauf hin, dass viele nur über unveröffentlichte Berichte erfasst sind.

Das „Everglades Protection Project, South Florida“

Bei den Everglades handelt es sich um ein phosphorlimitiertes großes Feuchtgebiet-Ökosystem mit sehr geringen Phosphorgehalten von 6-12 µg P/L. Zum Schutz des Gebietes vor stoßweise erfolgten Einträgen aus der Landwirtschaft wurden 1994 bis 2005 Tests mit Mesokosmen (Versuchsanlagen ab 100 m² Größe), 30 Testfeldern mit 0,2 ha Größe und 4 Feuchtgebieten im Feldmaßstab von 2 ha Größe durchgeführt. Parallel wurde ein 1.500 ha großes Feuchtgebiet mit 5 Poldern betrieben (ENRP Everglades Nutrient Removal Project). Im Allgemeinen wurden die Tests unter einem gleichförmigen Durchfluss vorgenommen. Pläne zum Test von stoßweiser Belastung der Systeme wurden zugunsten des sofortigen Baus der künstlichen Feuchtgebiete aufgegeben. Das fertiggestellte Gesamtsystem hat 6 Bereiche zur Behandlung von Starkregen-/Hochwasserereignissen mit einer Gesamtgröße von 16.500 ha (165 km²). Im Jahresmittel wird ein Abfluss von 4,4 Mio m³/d (ca. 50 m³/s) behandelt. Wegen der ebenen Topographie des Gebietes wird das Wasser in die Feuchtgebiete gepumpt. Auf einer Graphik ist sichtbar, dass die P-Zuflusskonzentration meist ca. 30-100 µg/L mit Spitzen bis fast 300 µg/L und im Mittel 58 µg P/L beträgt. Im Abfluss werden meist 10-20 µg P/L mit wenigen kurzzeitigen Spitzen ebenfalls bis fast 300 µg P/L und im Mittel von 25,2 µg P/L erreicht. In den Zeiten ohne Frachtspitzen liegen die Ablaufkonzentrationen immer deutlich unter den Zulaufkonzentrationen. Einzelheiten zu dem Projekt sind in einem Sonderheft von *Ecological Engineering* (Vol. 27, Issue 4, 2006) zusammengefasst. (Kadlec & Wallace 2009).

Die Größe des Systems mit ca. 165 km² und die über den größten Teil des Jahres erreichten Ablaufkonzentrationen unter 25 µg P/L sind beeindruckend.

Durch den "Everglades Forever Act" von 1994 wurde das Ziel formuliert, die P-Konzentration in den Everglades vergleichbar mit traditioneller Vegetation oder auf einen Standard von 10 µg P/L zu reduzieren. In Phase II der Umsetzung werden Technologien zur Behandlung von Regenwasser ermittelt und umgesetzt. In der vorliegenden und hier zitierten Arbeit wird die Wirkung der Fließgeschwindigkeit auf den P-Rückhalt von Wasser aus Regenwasserbehandlungsanlagen ermittelt. Es wurden je 3 Versuche mit geringer Fließgeschwindigkeit (0,22 cm/s) und schneller Fließgeschwindigkeit (2,0 cm/s) unternommen. Hydraulische Last, Aufenthaltszeit und Fläche waren konstant, nur die Fließgeschwindigkeit variierte. Die taxonomische Zusammensetzung der Biozönose war in beiden Versuchsreihen gleich. Es gab keine signifikanten Unterschiede in der P-Konzentration der Wassersäule oder der Algenbiomasse. Allerdings war bei der höheren Fließgeschwindigkeit der Biomassezuwachs und damit auch der P-Rückhalt um 30 % größer. Aus den Ergebnissen wird gefolgert, dass für die effektive P-Aufnahme in Periphyton die Fließgeschwindigkeit durch künstliche Feuchtgebiete optimiert werden muss. (Volin *et al.* 2003). Für die Verhältnisse am Dümmer ist zu beachten, dass die Phase der Aufnahme von Phosphor in den Aufwuchs wegen der dafür notwendigen Wasseraufenthaltszeit bei dem vorgesehenen Wasseraustausch im Polder nicht erreicht werden kann. Daher sind extrem geringe P-Ablaufwerte nur in Ausnahmefällen zu erreichen. Im Polder am Dümmer würden wegen der geringeren Aufenthaltszeit des Wassers vielmehr Sedimentationsprozesse die wesentliche Grundlage des vermehrten Nährstoffrückhaltes bilden, so dass das vorgenannte Beispiel nur bedingt übertragbar ist.

Finasjön (Südschweden)

Ein weiteres Beispiel bildet der Finasjön (Fläche 1.100 ha, mittlere Tiefe $z_m = 3$ m) in Südschweden. Dieser hatte sich seit 1930 in seiner Qualität fortwährend verschlechtert. 1949 wurde ohne Erfolg eine städtische Kläranlage in Betrieb genommen, die u.a. dieses Gewässer stofflich entlasten sollte. Es entwickelten sich dennoch Blaualgenblüten im See. Die maximale P-Belastung des Sees betrug 1965 etwa 65 t/a. Selbst eine Ausstattung der Kläranlage mit chemischer Phosphorflockung 1977 brachte keine verbesserte Wasserqualität für den See, obwohl die externe P-Belastung auf 5 t/a gesenkt wurde. Eine Entschlammung wurde nach 25 %iger Umsetzung der Maßnahme abgebrochen, da immer noch P-Freisetzung aus den Sedimenten auftrat. Ab 1992 wurde eine neue Restaurierungsstrategie verfolgt. Im Zuge dessen wurde ein 30 ha großes „Constructed Wetland“ (künstliches Feuchtgebiet) am Ablauf der Kläranlage errichtet. Ferner wurden Schutzgebiete entlang der Zuflüs-

se zum See ausgewiesen. Gleichzeitig wurde eine Biomanipulation durchgeführt. 1994 und 1995 veränderte sich das Phytoplankton sehr stark, die Sichttiefe stieg, submerse Makrophyten (*Elodea*, *Myriophyllum* und *Potamogeton*) kehrten zurück und die P-Freisetzung sank enorm. (Annadotter *et al.* 1999).

Houghton Lake, Michigan

Dieses Freiwasserfeuchtgebiet, das aus einer Seggen-Feuchtwiese entstanden ist, wird seit 1978 betrieben. Die Belastung liegt bei 9.000 m³/d mit einer mittleren Phosphor-Zulaufkonzentration von 3,21 mg P/L. Vom zulaufenden Phosphor wurden durchschnittlich 92 % zurückgehalten, in den letzten Jahren ist die Retention durch hydrologische Veränderungen etwas gesunken. (Kadlec & Wallace 2009).

Weitere Beispiele für Freiwasserfeuchtgebiete

In Kadlec (2006) werden weitere Freiwasserfeuchtgebiete tabellarisch aufgelistet. Diese Feuchtgebiete aus Kadlec (2006) und weitere Feuchtgebiete aus verschiedenen Literaturquellen, bei der vor allem die großen Systeme mit Phosphorzulaufkonzentrationen unter 1 mg/L und mit einer hydraulischen Belastung über 1 cm/d berücksichtigt sind, sind in Tab. 10 wiedergegeben.

Name	Land	Fläche ha	hydrau- lische Be- lastung cm/d	Zulauf- konzent- ration mg P/L	Ablauf- konzent- ration mg P/L	P- Belastung Zulauf g/(m ² ·a)	Bemerkungen, Quellen
Linköping	Schweden	0,3	4,00	0,281	0,078	4,11	unpubl. nach Kadlec & Wallace 2009
Des Plaines	Illinois	2,39	7,00	0,103	0,035	2,59	Hey <i>et al.</i> 1994 (nach Kadlec 2006)
Brighton	Ontario	6,2	4,52	0,525	0,265	8,67	Kadlec & Wallace 2009
Byron Bay	Australien	10,06	1,39	0,667	0,364	3,54	unpubl. nach Kadlec 2006
Oxelösund	Schweden	18	8	0,33	0,03	3	Sundblad 1998
Hässleholm	Schweden	20	10	0,17	0,10	2,7	Sundblad 1998
Boney Marsh	Florida	48,6	2,01	0,052	0,021	0,38	Kadlec & Wallace 2009
Apopka	Florida	73	10,96	0,175	0,090	7	Coveney <i>et al.</i> 2001 (nach Kadlec 2006)
Orange County	Florida	88,7	0,75	0,110	0,07	0,30	Schwartz <i>et al.</i> 1994 (nach Kadlec 2006)
OEW	Florida	95,5	5,61	0,280	0,106	3,08	unpubl. nach Kadlec 2006
Beaumont	Texas	263	3,14	6,08	2,32	69,68	unpubl. nach Kadlec 2006
ENR (Everglades Nutrient Removal Project)	Florida	1.545	2,61	0,104	0,021	0,99	Kadlec 2006
Kis-Balaton	Ungarn	1.800	3,02	0,499	0,232	5,50	Pomogyi 1993 (nach Kadlec 2006)
<i>Schilfpoldersystem Dümmer (geplant) (Szenario „Minus-30%-P- Reduktion“)</i>	<i>Nieder- sachsen</i>	<i>> 100</i>	<i><19,3</i>	<i>0,113</i>	<i>0,040</i>	<i>9,15</i>	<i>diese Arbeit</i>

Tab. 10: Beispiele für künstliche Freiwasserfeuchtgebiete. *Daten des geplanten Schilfpoldersystems Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ (hydraulische Belastung ohne Hochwasserabschlag) - diese Arbeit.*

6.1.3 Versuchspolderbetrieb 1990-1994

Von der Arbeitsgruppe Ripl und dem damaligen STAWA Sulingen wurde 1990-1994 ein Versuchspolder am Schäferhof mit Wasser aus der Hunte betrieben (Ripl, Feibicke *et al.* 1994; Feibicke 2006). Der Versuchspolder war für eine exakte Bilanzierung nach unten abgedichtet und mit hydrologischen Messeinrichtungen und einer Wasserprobenahme für Tagesmischproben ausgerüstet. Im Versuchsbetrieb gab es zunächst Probleme, einen flächendeckenden Schilfbestand zu entwickeln.

Die P-Retention im Versuchspolder wurde vor allem durch die Wasseraufenthaltszeit bestimmt. Die Sedimentation war der Hauptretentionsprozess. Eine mittlere Aufenthaltszeit von $\geq 1,8$ Tagen führte zu einer P-Retention von über 50 % bei einer flächenhaften P-Belastung von >30 mg P/(m².d). Der Anteil von partikulärem P im Wasser der Hunte am Schäferhof lag bei etwa 50 % (Poltz 1989). Die Stickstoffretention wurde vor allem durch die Denitrifikation verursacht und lag bei ca. 40 % bei einer flächenhaften Belastung von >320 mg N/(m².d). Hydrologie und Jahresbilanzen der Nährstoffe sind in Abb. 13 dargestellt. Die aus dem Versuchsbetrieb abgeleiteten Formeln und Parameter zur Berechnung der Phosphorretention werden in Kap. 6.5.2 bis 6.5.7 behandelt.

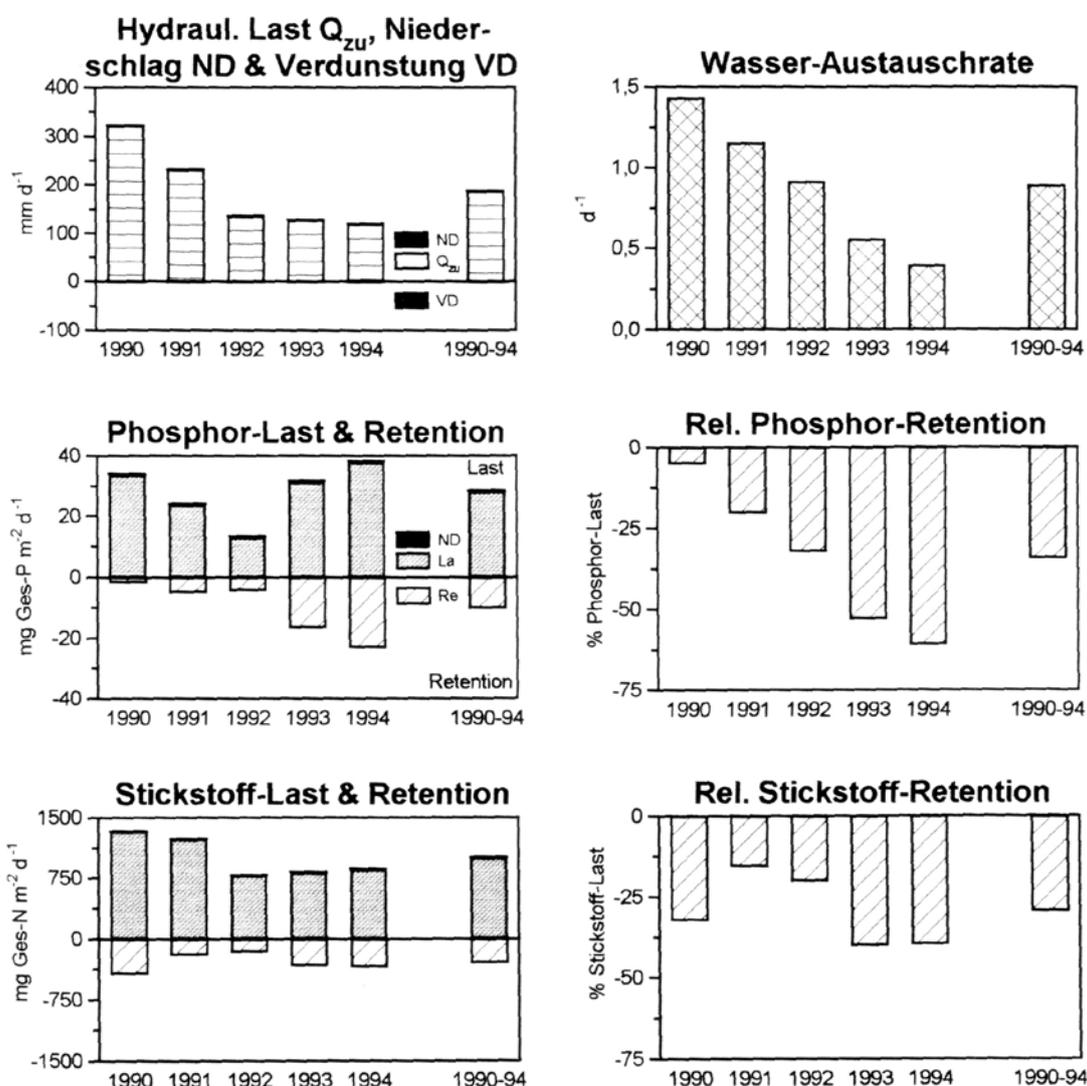


Abb. 13: Jahresbilanzen von Phosphor, Stickstoff sowie Wasserzulauf und -austausch im Versuchsschilfpolder. Mittel der Abflussjahre 1990-1994 sowie Gesamtmittel. (Quelle: Ripl, Feibicke *et al.* 1994)

6.1.4 Sedimentation

Im Versuchspolder wurden im langjährigen Mittel 9 mm/a, bei gut wachsendem Schilf und unter optimierten Betriebsbedingungen 21 mm/a Sediment abgelagert. Es gibt bis heute keine bessere Schätzung für die zu erwartende Sedimentation im zukünftigen Schilfpoldersystem. Es ist allerdings zu beachten, dass die Sedimentation von Partikeln aus der Hunte ungleichmäßig verteilt sein wird. In der Planung für das Schilfpoldersystem (vgl. Kap. 6) ist vorgesehen, im Einlaufbereich der einzelnen Schilfpolderzellen Sedimentationsgräben quer zur Fließrichtung anzulegen. Diese Gräben könnten etwas häufiger und mit weniger Aufwand geräumt werden.

Für das Jahr 1982 sind Sestongehalte der Hunte bekannt (Ripl 1983). Sie lagen im Mittel bei 15 mg/L. Rechnet man dieses Seston als Sedimentation für den in Kap. 6.5.6 beschriebenen Polder von 1,35 km² mit einer hydraulischen Belastung von ca. 57 m/a, so ergibt sich eine mittlere Sedimentation von 850 g Seston/(m² * a) oder bei einer angenommenen Dichte von 1 g/cm³ und einem Trockensubstanzanteil von 10 % ein Sedimentzuwachs von unter 10 mm/a aus dem Seston. Damit wird deutlich, dass der größte Teil des oben angenommenen Sedimentes aus der Sestonfracht der Hunte stammt. Im Schilfpolderbetrieb wird versucht, einen großen Teil der Sedimentation bereits in am Poldereingang angeordneten Sedimentationsrinnen aufzufangen. Die separate Beräumung dieser Rinnen könnte eine notwendig werdende Rhizombewirtschaftung, die ehemals auf alle 10 angesetzt war, auf einen längeren Zeitraum ausdehnen.

6.1.5 Übertragbarkeit der Leistungsdaten kleiner Versuchssysteme auf eine Großanlage

Zur Frage der Übertragbarkeit der Ergebnisse kleiner Versuchssysteme auf große Schilfpoldersysteme konnten in der Literatur keine Einschätzungen gefunden werden.

Der 1990 bis 1994 betriebene Versuchspolder an der Hunte (Ripl, Feibicke *et al.* 1994) wird allerdings nicht als "kleines Versuchssystem" im engeren Sinne eingeschätzt. In Kadlec & Wallace (2009) reichen die Referenzfeuchtgebiete von 0,01 bis 2.000 ha. Der Versuchspolder hatte eine Fläche von ca. 1 ha. Der Bau und Betrieb von Versuchspoldern zur Bemessung von Schilfpoldersystemen ist allgemein anerkannter Standard. Mit diesem Ansatz wird die Schwierigkeit umgangen, dass Wasser mit sehr unterschiedlichen Phosphorkonzentration im Zulauf, die bei der Behandlung mit künstlichen Feuchtgebieten in Größenordnungen von ca. 75-10.000 µg P/L reichen können, mit der gleichen Dimensionierung behandelt werden müssen.

Mit ca. 1 ha Größe war der Versuchsschilfpolder kein kleines System wie es z.B. Mesokosmen mit unter 100 m² darstellen. Der Versuchsschilfpolder war zumindest in Hinsicht auf hydrologische Parameter vergleichbar mit großen Systemen. So hat sich z.B. gezeigt, dass er der Verdunstung ähnliche Größen aufwies wie es die Berechnung nach der Grasreferenzverdunstungsmethode (vgl. Kap. 6.2.4) für das geplante Schilfpoldersystem erwarten lässt. In Mesokosmen dagegen ist die Verdunstung oft erheblich höher als in realen Schilfpoldern, so dass wahrscheinlich auch andere (stoffliche) Prozesse unterschiedlich sein können.

Die Übertragung des Phosphorretentionsvermögens des Versuchspolders auf das geplante Schilfpoldersystem wurde mit dem P-k-C* Modell vorgenommen (vgl. Kap. 6.5.3). Dabei wurde zunächst aus dem Zufluss zum Polder, den Phosphorz- und Phosphorablaufkonzentrationen die Geschwindigkeitskonstante k des Systems berechnet. Mit der ermittelten Geschwindigkeitskonstante wurde die Phosphorretention des geplanten Schilfpoldersystems berechnet. Wenn keine Vorversuche durchgeführt wurden, wird in der Literatur (z.B. Crites & Tchobanoglous 1998) empfohlen, mit einer mittleren Geschwindigkeitskonstante k von 10 m/a zu rechnen. Aus dem Versuchspolderbetrieb wurde für eine Wassertiefen von 25 cm ein k von 86 m/a berechnet (vgl. Kap. 6.5.2). Wäre die Dimensionie-

nung nicht mit dieser vergleichsweise hohen Geschwindigkeitskonstante sondern mit 10 m/a vorgenommen worden, hätte der geplante Schilfpolder der "Null-Variante" nicht eine Größe von ca. 1,95 km² (dimensioniert nach arithmetischen Mittelwerten), sondern eine völlig unrealistische Größe von über 10 km².

Mit der Anwendung der Geschwindigkeitskonstanten aus dem Versuchspolderbetrieb kann daher im vorliegenden Fall wahrscheinlich eine Überdimensionierung vermieden werden.

6.1.6 Schlussfolgerung zur Eignung eines Schilfpoldersystems zur Sanierung des Dümmers

Die naturwissenschaftlich belegte Wirkungsweise mit der quantifizierbaren Nährstofffestlegung, die international belegten Referenzen und der Versuchspolderbetrieb 1990-1994 zeigen, dass die Sanierung des Dümmers mit Hilfe eines Freiwasserfeuchtgebietes (Schilfpoldersystem) möglich ist.

6.2 Hydrologie des geplanten Schilfpoldersystems

6.2.1 Wasserstand, Wassertiefe, Abfluss und Sohlhöhe im Schilfpoldersystem

Sohlhöhe im Schilfpoldersystem

Der sommerliche Regelwasserstand des Dümmers ab 04/2009 beträgt NN+37,20 m (Hunte Wasserverband 2009).

Es sollte eine Sohlhöhe gewählt werden, welche bereits im zeitigen Frühjahr eine optionale Entwässerung des Schilfpolders oder von Teilen des Schilfpolders im freien Gefälle ermöglicht. Legt man dafür die 75%-Perzentile des Wasserstandes am Pegel Schäferhof der Hunte zugrunde (vgl. Abb. 3, S. 20), sollte die Sohlhöhe des Schilfpoldersystems bei mindestens 37,60 mNN liegen. Unter Zuhilfenahme einer Pumpe zur Entwässerung der Polder wäre auch eine Sohlhöhe von 37,40 mNN möglich. Allerdings besteht dann eher die Gefahr, dass seitlich Wasser in die entleerten Polder einsickert.

Oberkante Deich und Wassertiefe im Schilfpoldersystem

Mit einer Poldersohle bei 37,60 mNN soll die Oberkante des Außendeiches bei 39,30 mNN liegen. Mit einem Freibord von 0,50 m ergibt sich ein maximaler Wasserstand von 38,80 mNN. Die maximale Wassertiefe im Schilfpoldersystem beträgt damit 1,20 m. Eine Wassertiefe von 20 cm sollte im Polder - außer für Bewirtschaftungsmaßnahmen - möglichst nicht unterschritten werden.

Die höhere Wassertiefe im Vergleich zur Planung von 1997 (StAWA Sulingen 1997) wird benötigt, um die Wasseraufenthaltszeit und damit die P-Retention zu erhöhen.

In den Monaten Januar bis März sollte ein mittlerer Wasserstand von etwa 70 cm eingestellt werden.

Der Wasserstand kann in Teilbereichen des Schilfpoldersystems für Bewirtschaftungsaufgaben oder zur Steuerung der Vegetation zeitweise abgesenkt werden.

Abfluss, Wassertiefe, hydraulische Belastung und Austauschzeit

Günstig für Entwicklung von Schilf sind Wassertiefen von 0,7-1,2 m (Rodewald-Rudescu 1974). Bei diesen Wassertiefen kann Schilf eine Monokultur ausbilden, da es besser wächst als alle anderen Konkurrenten (Bittner2008).

Wasserstand und Austauschzeit im Polder hängen von der hydraulischen Belastung des Polders ab. Die Monatsmittel dieser Parameter sind im Kapitel zur Polderdimensionierung in Tab. 23 und Tab. 24 (S. 79 und 80) aufgelistet.

Die maximale Beaufschlagung der Polder sollte bei 1,08 m/d liegen, damit hängt die maximal einzuleitende Hochwassermenge von der Poldergröße ab. Für eine Nettofläche der Polder von 1,3 km² ergibt sich ein Bemessungshochwasser von 16,9 m³/s, für eine Nettofläche von 1,9 km² von 24,4 m³/s. Bei diesen Hochwässern kann die Wasseraufenthaltszeit nicht mehr über 2 Tagen gehalten werden. Bei Abflüssen oberhalb dieser Bemessungshochwässer werden jeweils 16,9 m³/s bzw. 24,4 m³/s in den Polder geleitet. Der Rest würde am Polder vorbei abfließen.

Da der Abfluss sehr stark variieren kann, sollte der Wasserstand im Polder so an die tatsächlichen Abflüsse angepasst werden, dass die Wasseraufenthaltszeit von 2 Tagen - außer bei Hochwasser - nicht unterschritten wird. Allerdings sollte in den Monaten Februar und März wegen der Notwendigkeit einer hohen Phosphorretention der Wasserstand auch bei geringeren Abflüssen auf mindestens 70 cm gehalten werden. Generell sollte die Wassertiefe im Polder nicht unter 20 cm sinken, da es dann zu Resuspension von Phosphor-haltigen Partikeln kommen kann. Sollte im Sommer bei hoher Verdunstung die Wassermenge nicht ausreichen, um die Wassertiefe bei 20 cm zu halten, sollten eher Teile des Schilfpoldersystems ganz trocken gelegt werden, als den Gesamtpolder unter 20 cm Wassertiefe zu betreiben.

Der Zusammenhang zwischen hydraulischer Belastung, Wassertiefe und Wasseraufenthaltszeit in Abhängigkeit von Poldergröße (linke Spalte) und Abfluss (=Zufluss zum Polder, obere Zeile) ist in Tab. 11 dargestellt.

		Abfluss m ³ /s								
		0,25	0,5	1	2	5	10	15	20	25
		<i>hydraulische Belastung m/d</i>								
Poldergröße km ²	1	0,022	0,043	0,086	0,173	0,432	0,864	1,296	1,728	2,16
	1,1	0,02	0,039	0,079	0,157	0,393	0,785	1,178	1,571	1,964
	1,2	0,018	0,036	0,072	0,144	0,36	0,72	1,08	1,44	1,8
	1,3	0,017	0,033	0,066	0,133	0,332	0,665	0,997	1,329	1,662
	1,4	0,015	0,031	0,062	0,123	0,309	0,617	0,926	1,234	1,543
	1,5	0,014	0,029	0,058	0,115	0,288	0,576	0,864	1,152	1,44
	1,6	0,014	0,027	0,054	0,108	0,27	0,54	0,81	1,08	1,35
	1,7	0,013	0,025	0,051	0,102	0,254	0,508	0,762	1,016	1,271
	1,8	0,012	0,024	0,048	0,096	0,24	0,48	0,72	0,96	1,2
	2	0,011	0,022	0,043	0,086	0,216	0,432	0,648	0,864	1,08
		Wassertiefe m								
Poldergröße km ²	1	0,20	0,20	0,20	0,346	0,864	1,20			
	1,1	0,20	0,20	0,20	0,314	0,786	1,20			
	1,2	0,20	0,20	0,20	0,288	0,72	1,20	1,20		
	1,3	0,20	0,20	0,20	0,266	0,664	1,20	1,20		
	1,4	0,20	0,20	0,20	0,246	0,618	1,20	1,20		
	1,5	0,20	0,20	0,20	0,23	0,576	1,15	1,20		
	1,6	0,20	0,20	0,20	0,216	0,54	1,08	1,20	1,20	
	1,7	0,20	0,20	0,20	0,204	0,508	1,02	1,20	1,20	
	1,8	0,20	0,20	0,20	0,20	0,48	0,96	1,20	1,20	
	2	0,20	0,20	0,20	0,20	0,454	0,91	1,20	1,20	
		Aufenthaltszeit d								
Poldergröße km ²	1	9,09	4,65	2,33	2	2	1,39			
	1,1	10	5,13	2,53	2	2	1,53			
	1,2	11,11	5,56	2,78	2	2	1,67	1,11		
	1,3	11,76	6,06	3,03	2	2	1,8	1,2		
	1,4	13,33	6,45	3,23	2	2	1,94	1,3		
	1,5	14,29	6,9	3,45	2	2	2	1,39		
	1,6	14,29	7,41	3,7	2	2	2	1,48	1,11	
	1,7	15,38	8	3,92	2	2	2	1,57	1,18	
	1,8	16,67	8,33	4,17	2,08	2	2	1,67	1,25	
	2	18,18	9,09	4,65	2,33	2	2	1,85	1,39	1,11

Tab. 11: Zusammenhang zwischen Poldergröße [km²], Abfluss (=Zufluss zum Polder) [m³/s], hydraulischer Belastung [m/d], Wassertiefe [m] und Wasseraufenthaltszeit [d].

Aus Tab. 11 ist ersichtlich, dass bei geringen Abflüssen unter 1 m³/s selbst bei der minimaler Wassertiefe von 20 cm immer Aufenthaltszeiten über 2 Tagen realisiert werden können. Die Bereiche sind grün hervorgehoben. Bei Abflüssen über 15 m³/s kann bei den hier betrachteten Poldergrößen von 1 bis 2 km² eine Wasseraufenthaltszeit von 2 Tagen bei einer maximalen Wassertiefe von 1,20 m nicht mehr gewährleistet werden. Die entsprechenden Bereiche haben in der Tabelle rote Ziffern. Oberhalb von einer hydraulischen Belastung von 1,08 m/d wird das überschüssige Wasser am Polder vorbeigeleitet. Die entsprechenden Felder sind deshalb in der Tabelle unter den Parametern Wassertiefe und Aufenthaltszeit leer. Im mittleren Bereich (schwarze Farbe) lässt sich eine Aufenthaltszeit von 2 Tagen durch Variation der Wassertiefe erreichen.

Nach einem Hochwasser und abklingendem Abfluss sollte der Wasserstand im Polder nicht plötzlich abgesenkt werden. Stattdessen ist durch Beibehaltung eines höheren Wasserstandes zu gewährleisten, dass das Wasser der Hochwasserwelle mindesten 2 Tage im Polder verbleibt.

Die Ergebnisse der Trescon-Anlage zur stündlichen Messung der Gesamt-P-Konzentration am Schäferhof zeigen, dass bei einer Hochwasserwelle manchmal für kurze Zeit überproportional hohe Phosphorkonzentrationen auftreten. Diese Hochwasserwellen sollten nach Möglichkeit gesondert behandelt werden. Ein Vorschlag dazu wird im Kap. 6.6 beschrieben.

6.2.2 Hochwasser

Die hydrologischen Kenngrößen Polderfläche A [m^2], Wasservolumen V [m^3], Wassertiefe z [m], Zufluss zum Polder Q [m^3/s], hydraulische Belastung q [m/d], theoretische Wasseraufenthaltszeit t_D [d], Fließgeschwindigkeit v [m/s] durchströmte Länge des Polders L [m] und Breite des Polders B [m] stehen alle in Beziehung zu einander:

$$\begin{aligned} A &= L \cdot B \\ q &= Q / A \\ v &= L / t_D \\ v &= (Q \cdot L) / (A \cdot z) \\ t_D &= z / q \\ \text{usw.} \end{aligned}$$

Extrem-Hochwässer, welche den Polder hydraulisch sehr stark belasten, sollen nicht durch diesen geleitet werden. Einerseits sind die Zu- und Ableitungsgerinne nicht für diese Hochwässer ausgelegt. Andererseits besteht bei sehr hohen Abflüssen die Gefahr, dass Sediment resuspendiert wird und es zu einer hohen Phosphorablauffracht und damit Belastung des Dümmers kommt. Deshalb sollten in Abhängigkeit von der endgültigen Poldergröße Grenzen der hydraulischen Belastung des Schilfpoldersystems eingehalten werden (Tab. 12). Als Grenze werden die bereits in den 1980er-Jahren konzipierten $25 \text{ m}^3/s$ bei einer Poldergröße von netto 2 km^2 , entsprechend einer hydraulischen Belastung von $1,08 \text{ m/d}$, angenommen.

Polderfläche netto A [km²]	maximales Hochwasser Q [m³/s]	maximale hydraulische Belastung q [m/d]
0,8	10	1,08
0,9	11,25	1,08
1,0	12,5	1,08
1,2	15	1,08
1,5	18,75	1,08
1,8	22,5	1,08
20,0	25	1,08

Tab. 12: Zusammenhang zwischen Poldergröße, maximalem Hochwasser im Polder und maximaler hydraulischer Belastung des Schilfpoldersystems

Es gibt keine belastbaren Messungen für die kritische Fließgeschwindigkeit, bei der eine Resuspension von sedimentierten feinen Partikeln in einem Freiwasserfeuchtgebiet auftritt. Nach dem Ingenieurhandbuch für Feuchtgebiete des „U.S. Army Corps of Engineers“ können feine Partikel oberhalb von Fließgeschwindigkeiten um 20 cm/s resuspendiert werden (Hayes *et al.* 2000). Allerdings werden existierende Freiwasserfeuchtgebiete meist mit Fließgeschwindigkeiten unter $0,12 \text{ cm/s}$ (100 m/d) betrieben, so dass Kadlec & Wallace (2009) empfehlen, die Fließgeschwindigkeit auf 3 cm/s zu begrenzen.

Das Schilfpoldersystem am Dümmer gehört in Hinsicht auf die geplante hydraulische Belastung im Hochwasserfall durchaus zu den vergleichsweise hochbelasteten Systemen. In Abhängigkeit von der Poldergeometrie - und hier insbesondere der Fließlänge und der Wassertiefe - erreichen die mittleren Fließgeschwindigkeiten den Bereich der empfohlenen maximalen Fließgeschwindigkeit von 3 cm/s (Tab. 13). Im Hochwasserfall lässt sich die Fließgeschwindigkeit dadurch begrenzen, dass die Wassertiefe im Polder auf mindestens ca. 70 cm angehoben wird. Für eine hinreichende Phosphorretention ist bei diesen Verhältnissen allerdings weniger die Fließgeschwindigkeit begrenzend, als vielmehr die Wasseraufenthaltszeit im Polder. Diese sinkt dabei in der Regel bereits unter 1 Tag.

<i>Wassertiefe</i> m				
	<i>Länge</i> m	0,2	0,5	0,7
300	1,88	0,75	0,54	0,38
500	3,13	1,25	0,89	0,63
750	4,69	1,88	1,34	0,94
1000	6,25	2,5	1,79	1,25

Tab. 13: Fließgeschwindigkeiten [cm/s] im geplanten Schilfpoldersystem in Abhängigkeit von *Wassertiefe im Polder [m]* und *Fließlänge [m]* bei einer hydraulischen Belastung von 1,08 m/d.

Die theoretischen Wasseraufenthaltszeiten in Abhängigkeit von der Wassertiefe sind in Tab. 14 aufgelistet.

Wassertiefe [m]	0,2	0,5	0,7	1
theoretische Wasseraufenthaltszeit [d]	0,19	0,46	0,65	0,93

Tab. 14: Theoretische Wasseraufenthaltszeit [d] in Abhängigkeit von der Wassertiefe [m] bei einer hydraulischen Belastung von 1,08 m/d.

Als Konsequenz dieser Betrachtungen lässt sich ableiten, dass die bereits früher als Grenze festgelegte hydraulische Belastung von 1,08 m/d noch immer Gültigkeit hat. Bei einer Verkleinerung der Nettopolderfläche deutlich unter den ursprünglich vorgesehenen 2 km² wird jedoch der möglich Zulauf zum Polder relativ gering (für 1 km² beispielsweise 12,5 m³/s). Die daraus für den Hochwasserfall abgeleitete Phosphorretention im Schilfpoldersystem ist ausführlich im Kapitel „Dimensionierung“ (insbesondere Kap. 6.5.5) behandelt.

Eine Verbesserung der Effizienz der Phosphorretention im Schilfpoldersystem könnte erreicht werden, wenn die Hochwasserwellen, die oftmals bis zu ihrem Scheitelpunkt relativ rasch ansteigen, differenziert behandelt werden. Bei Hochwasser könnte vordringlich die erste Welle gereinigt werden (d.h. durch den Polder geleitet werden). Wenn danach das abklingende Hochwasser mit seinen geringeren Stoffkonzentrationen am Polder vorbei in den Dümmer geleitet wird, wäre die stoffliche Belastung deutlich geringer. Für die Ausarbeitung einer genauen Steuerungsanweisung müssten die Abflüsse und die Phosphorkonzentrationen der halbstündlichen Messungen für verschiedene Abflüsse ausgewertet werden.

6.2.3 Hydraulik des Schilfpoldersystems

Die Schilfvegetation im Schilfpoldersystem stellt ein Strömungshindernis dar. Es wurde geprüft, welche Wassermenge bei der geplanten Geometrie des Schilfpoldersystems in Abhängigkeit vom Gefälle

durch den Polder geleitet werden kann. Für die Prüfung wurde der Fall 11 („Kompakte Gerinne mit Verkräutung“) des Leitfadens „Hydraulik naturnaher Fließgewässer“ (LfU 2002) zugrundegelegt.

Der Berechnung liegt die Gauckler-Manning-Strickler-Formel zugrunde. Danach ist der Abfluss Q proportional dem hydraulischen Radius R und dem Wasserspiegelgefälle I :

$$Q = k_{St} * R^{2/3} * I^{1/2} * A \quad (H.1)$$

mit:

$$Q = \text{Abfluss } m^3/s$$

$$k_{St} = \text{Strickler Beiwert, Rauigkeitsbeiwert } m^{1/3}/s$$

$$R = \text{hydraulischer Radius } m (R = A / U)$$

$$I = \text{Wasserspiegelgefälle } m/m$$

$$A = \text{Fließquerschnitt } m^2$$

$$U = \text{benetzter Umfang } m, \text{ bei sehr breiten, flachen Gerinnen etwa gleich der Wassertiefe}$$

Die Bestimmung erfolgt zunächst ohne Berücksichtigung der Vegetation mit einem Strickler-Beiwert von $15 \text{ m}^{1/3}/s$ (analog zu bewachsenem Vorland mit Bewuchs, Wendehorst 1996).

Im zweiten Schritt wird die Rauigkeit der Vegetation im Wasserkörper (hier Schilf) durch Berechnung eines modifizierten Stricklerbeiwertes k_{Stc} berücksichtigt. Dabei wird auch die Froude-Zahl Fr verwendet:

$$Fr = v / (g * A / B)^{1/2} \quad (H.2)$$

mit:

$$Fr = \text{Froude-Zahl [dimensionslos]}$$

$$v = \text{Fließgeschwindigkeit } m/s (v = Q / A)$$

$$g = \text{Erdbeschleunigung} = 9,81 \text{ m/s}^2$$

$$B = \text{Breite des Fließquerschnittes } m$$

Mit dem bewachsenen Anteil der Wasseroberfläche K (der in unserem Fall mit dem Schilfhalm-durchmesser von 7 mm und der Schilfhalmdichte 300 Halme/ m^2 bestimmt wird) und mit der Froude-Zahl wird ein für den Vegetationsanteil modifizierter Manningbeiwert n_c berechnet. Der Manningbeiwert n ist der Kehrwert des Stricklerbeiwertes k_{St} . Es gilt:

$$n = 1 / k_{St} \quad \text{und} \quad n_c = 1 / k_{Stc}$$

$$n = \text{Manning-Beiwert } s/m^{1/3}$$

$$n_c = \text{Manning-Beiwert incl. Vegetation } s/m^{1/3}$$

$$k_{Stc} = \text{Strickler Beiwert incl. Vegetation } m^{1/3}/s$$

Der Abfluss eines vegetationsbestandenen Polders kann nun mit der modifizierten Gauckler-Manning-Strickler-Formel (H.3) berechnet werden:

$$Q = k_{Stc} * R^{2/3} * I^{1/2} * A \quad (H.3)$$

Für einen Schilfpolderabschnitt in den Abmessungen Breite (B) = 150 m und Länge (L) = 300 m, horizontal herzustellender Sohle ($I = 0,0001 \text{ ‰}$) und einer Wassertiefe von 20 cm ergibt sich für den Referenzpolder ein Abfluss von $1 \text{ m}^3/s$. Die Fließgeschwindigkeit von 3 cm/s wird in diesem Belastungsfall (Normalbetrieb) nicht überschritten. Höhere Wasserspiegelgefälle lassen größere Abflussleistungen bei Anstieg der Fließgeschwindigkeit zu. Daraus folgen bei der gewählten Gesamtgröße des Schilfpoldersystems ausreichende Sicherheiten gegenüber Muddeablösungen und eine hinreichende Retentionsleistung. Die hydraulische Leistungsfähigkeit des Schilfpoldersystems lässt demnach auch die Aufnahme von Hochwässern aus der Hunte in ausreichendem Masse zu.

6.2.4 Verdunstung im geplanten Schilfpoldersystem

Die Verdunstung von Feuchtgebieten kann erheblich differieren. Rodewald-Rudescu (1974) geht von 4-19 mm/d aus. In kleinen Versuchssystemen, in denen keine negative Rückkopplung auf die Verdunstung durch sich erhöhende Wasserdampfgehalte der Luft auftritt, fand Kraft (1984) 29-50 mm/d. Derartig hohe Verdunstungsraten sind nur in kleinen (oft Versuchs-) Systemen messbar, die in einer trockenen Umgebung betrieben werden. Es ist nicht zu erwarten, dass sich derartig hohe Verdunstungsleistungen in Norddeutschland in der freien Landschaft und in einem großen zusammenhängenden künstlichen Feuchtgebiet, wie es am Dümmer geplant ist, bestätigen.

6.2.4.1 Verdunstung im Versuchsschilfpolderbetrieb 1990-1994

Da die Verdunstung im Bericht zum Versuchspolderbetrieb am Dümmer (Ripl, Feibicke *et al.* 1994) aus Bilanzgrößen nicht sauber ermittelt werden konnte, wurde für die Wasserbilanz eine modellierte monatliche Evapotranspiration verwendet (Feibicke, pers. Mitt.). Dabei wurden mittlere Monatsraten angenommen. Da die Becken des Versuchspolders durch Teichfolie abgedichtet waren, konnte die maximale monatliche Verdunstung im Juli und August (5 mm/d) durch kurzzeitige Stilllegung des Zuflusses und Messung der Wasserstandsabnahme ermittelt werden. Für die Monate November bis März wurde die Relation Niederschlag/Verdunstung aus meteorologischen Daten auf die Niederschläge der jeweiligen Monate angewendet. Für die restlichen Monate wurde die Verdunstung je nach Entwicklungszustand des Schilfes zwischen den geringen Winterwerten prozentual zu den sommerlichen 5 mm/d mit 30/60/90/100/90/70/35 % angesetzt (näheres Ripl, Feibicke *et al.* 1994). Die für die Verdunstung angenommenen Monatswerte sind in Tab. 15 aufgelistet.

Die für einen Schilfpolder am Dümmer geschätzten Monatswerte der Verdunstung nach Ripl, Feibicke *et al.* (1994) liegen höher als die potentielle Evaporation aus meteorologischen Daten. Die maximale Verdunstung von 5 mm/d im Juli deckt sich mit anderen Erfahrungen aus der Region (Feibicke pers. Mitt.).

Die Verdunstung eines Feuchtgebietes größer 1 ha ist über das Jahr etwa genauso groß wie die Verdunstung eines benachbarten Sees, z.B. wegen des Mulcheffektes (eine die Verdunstung behindernde Auflage aus trockenem Mulch) allerdings etwas geringer im Winter und etwas höher im Sommer (Kadlec & Wallace 2009). In der vierten Spalte der Tab. 15 ist die Verdunstung des Steinhuder Meers nach Richter (1987) aufgelistet. Es zeigt sich dass die Abschätzung von Feibicke (in Ripl, Feibicke *et al.* 1994) sehr gut diesen Vorstellungen entspricht.

6.2.4.2 Grasreferenzverdunstung

Die Standardmethode zur Ermittlung der Verdunstung von Feuchtgebieten basiert darauf, monatliche Faktoren für eine Relation zur Grasreferenzverdunstung oder einer anderen Referenzverdunstung anzuwenden (Allen *et al.* 1998, ATV-DVWK 2002). Dabei wird die Grasreferenzverdunstung bei idealer Wasserversorgung mit Hilfe eines Lysimeters gemessen oder aus meteorologischen Daten berechnet. Parallel durchgeführte Lysimetermessungen ermöglichen sogenannte „Crop coefficients k_c “ (etwa Bestandskoeffizienten) oder f-Faktoren zu berechnen, mit denen theoretisch die Verdunstung eines Feuchtgebietes an einem anderen Ort und zu anderer Zeit berechnet werden kann.

Für große Feuchtgebiete gilt die allgemeingültige Annahme, dass die Verdunstung mit der Referenz-Kulturpflanzen-Berechnungsmethode (ET_0 nach „FAO-56“) berechnet werden kann. Die Methode wurde für die „Food and Agriculture Organization of the United Nations“ entwickelt (Allen *et al.* 1998). Der gleiche Ansatz einer Grasreferenzverdunstung aus ATV-DVWK (2002) wird in der vorliegenden Arbeit zur Berechnung von ET_0 verwendet. Die notwendigen meteorologischen Daten wurden vom NLWKN für den Standort der Optionsfläche II für den Zeitraum 1979 bis 2008 auf Tagesbasis er-

rechnet. Die Eingangsparameter sind: Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe (m/s), Lufttemperatur (°C), tatsächliche Sonnenscheindauer des Tages (h, zur Berechnung der Globalstrahlung), das Datum (zur Berechnung der theoretisch möglichen Sonnenscheindauer des Tages) und die Luftfeuchtigkeit (%). Der genaue Berechnungsweg ist in ATV-DVWK (2002), Anhang C beschrieben.

ET₀ ist die potentielle Evapotranspiration eines großen regionalen Systems, das immer feucht ist. In erster Näherung entspricht die ET₀ der Evapotranspiration von großen Feuchtgebieten. Für kleine Feuchtgebiete wird ein "crop coefficient" (Evaporationskoeffizient K_c) verwendet, wobei für die Bestandevapotranspiration ET gilt:

$$ET = K_c * ET_0$$

Der Evaporationskoeffizient kann auch deutlich >1 werden. (Kadlec & Wallace 2009).

In Allen *et al.* (1998) wird für Feuchtgebiete während der Hauptvegetationszeit ein K_c von K_c =1,2 angenommen. In den folgenden Berechnungen wird dieser Evaporationskoeffizient für die Monate Mai bis August angewendet. In den anderen Monaten wird mit K_c =1 gerechnet, obwohl durch die Anhäufung von Detritus an der Oberfläche auch Evaporationskoeffizienten unter 1 auftreten können.

Es ist nicht gelungen, noch besser angepasste Evapotranspirationskoeffizienten („Crop Coefficients“) für Feuchtgebiete in Norddeutschland ausfindig zu machen. Ein Gesamtüberblick aller vorliegenden Ergebnisse zur monatlichen Evaporationsabschätzung gibt die folgende Tab. 15.

Monat	geschätzte Evapotranspiration Ripl, Feibicke <i>et al.</i> (1994) mm/d	ETP potentielle Evaporation mm/d aus meteorologischen Daten (NLWKN) mm/d	Verdunstung Steinhuder Meer (Richter 1987) mm/d	Grasreferenzverdunstung ET ₀ nach ATV-DVWK (2002) mm/d	Verdunstung ET eines Feuchtgebietes mit ET = k _c * ET ₀ mm/d
Jan	0,63	0,83	0,73	0,56	0,56
Feb	0,27	0,97	0,41	0,82	0,82
Mrz	0,68	1,23	1,11	1,33	1,33
Apr	1,50	1,67	1,6	2,26	2,26
Mai	3,00	2,08	2,69	3,28	3,94
Jun	4,50	2,12	3,67	3,47	4,16
Jul	5,00	2,24	3,12	3,6	4,32
Aug	4,50	2,12	3,38	3,16	3,79
Sep	3,50	1,66	2,34	2,06	2,47
Okt	1,75	1,33	1,48	1,24	1,24
Nov	1,46	0,91	0,94	0,65	0,65
Dez	1,22	0,80	0	0,48	0,48

Tab. 15: Geschätzte monatliche Evapotranspiration für den Versuchspolderbetrieb (Ripl, Feibicke *et al.* 1994), ETP (potentielle Evaporation einer freien Wasserfläche) berechnet aus Klimadaten für den Zeitraum 1990-2008 (Daten NLWKN), die aus Wasserhaushaltsgrößen abgeschätzte monatliche Verdunstung des Steinhuder Meeres (Richter 1987), die Grasreferenzverdunstung berechnet aus meteorologischen Daten (Rohdaten NLWKN) nach ATV-DVWK (2002) und die Verdunstung ET eines Feuchtgebietes nach Evaporationskoeffizienten-Methode. Alle Angaben in mm/d.

Im Ergebnis zeigt sich, dass die von Feibicke geschätzte Evapotranspiration (Ripl, Feibicke *et al.* 1994) mit Differenzen von höchstens 1 mm/d sehr nahe an der wahrscheinlich besten Schätzung der

Evapotranspiration nach der Evaporationskoeffizienten-Methode liegt. Die letztgenannte Methode wird für weitere Berechnungen der Hydrologie des geplanten Schilfpoldersystems benutzt, da sie als der aktuelle Stand von Wissenschaft und Forschung bei der Abschätzung der Evapotranspiration gilt (Kadlec & Wallace 2009).

6.2.5 Infiltration - Versickerung von Wasser aus dem Schilfpoldersystem

Bei dem auf der Optionsfläche II geplanten Schilfpoldersystem gehört das Grundwasser durch die besondere Situation der Dümmerniederung zum Einzugsgebiet des umgeleiteten Bornbachs und fließt damit in den am Dümmer vorbeifließenden Randkanal. Das oberflächlich aus dem Polder abfließende Wasser fließt dagegen in die Hunte und gelangt damit in den Dümmer. Die Versickerung im Polder muss daher als Wasserverlust für den Dümmer angesehen werden. Im Winterhalbjahr sind die Wasserverluste nicht gravierend, da zu dieser Zeit kein Wasserdefizit im Dümmer besteht. Im Sommer dagegen ist dies der Fall.

In der westlichen Hälfte der Optionsfläche II sind ackerbaulich stärker genutzte Mineralböden mit Fein-Mittelsanden und teilweise lehmigen Sanden vorhanden. In der östlichen Hälfte befinden sich Niedermoorböden, unter denen teilweise Lebermudde (kaum wasserdurchlässige Seesedimente aus Algen und feinkörnigem mineralischem Material) lagert. Im mineralischen Untergrund befinden sich dort Feinsande. (StAWA Sulingen 1997).

Kadlec & Wallace (2009) unterscheiden zwischen Versickerung in den Untergrund Q_{gw} und seitlicher Versickerung Q_b durch die (Ufer-) Dämme eines künstlichen Feuchtgebietes.

Die tiefgründige Versickerung kann im wassergesättigten Untergrund oder durch Verrieselung im wasserungesättigten Untergrund stattfinden. Die Versickerung ist auch vom Abtransport des Wassers durch weiträumige Grundwasserbewegungen abhängig. Die exakte Modellierung der Versickerung ist nur mit umfangreichen Kenntnissen der räumlichen und zeitlichen Verteilung von Grundwasserständen, der hydraulischen Leitfähigkeit und einer sich möglicherweise entwickelnden Kolmation (Selbstdichtung) im künstlichen Feuchtgebiet möglich. Diese Modellierung ist jedoch zu aufwändig für das vorliegende Gutachten.

Die Versickerung von Wasser Q [m^3/s] in einem porösen Medium unter Wassersättigung kann aber auch vereinfachend aus dem Darcy-Gesetz mit der (gesättigten) *hydraulischen Leitfähigkeit* (*Durchlässigkeitsbeiwert*) k_f abgeschätzt werden. Diese Abschätzung gilt eigentlich nur für isotrope Verhältnisse im Boden (Gleichförmigkeit in alle Richtungen) und bei stationärer Strömung durch konstante Druckhöhenunterschiede, die in der Realität kaum vorkommen (Dyck & Peschke 1989, Hölting & Coldewey 2005). Die Abschätzung soll trotzdem vorgenommen werden, um zumindest die Größenordnung der Versickerung abschätzen zu können. Die Formel lautet:

$$k_f = \frac{Q \cdot l \cdot \rho \cdot g}{A \cdot \Delta p}$$

$$Q = \frac{k_f \cdot A \cdot \Delta p}{l \cdot \rho \cdot g}$$

k_f = Durchlässigkeitsbeiwert in m/s

Q = Fließrate in m^3/s

l = durchströmte Länge des porösen Körpers in m

ρ = Dichte des Fluids, bei Wasser 1000 kg/m^3

g = Erdschwerebeschleunigung = $9,81 \text{ m/s}^2$

A = durchströmte Querschnittsfläche des porösen Körpers in m^2

Δp = Druckdifferenz in N/m^2 , die sich nach dem Strömen einstellt.

Im Falle des Schilfpoldersystems am Dümmmer können Wasserverluste nur in Richtung Nordosten, Nordwesten oder Südwesten bei der Entwässerung in den umgeleiteten Bornbach oder in den Randkanal wirksam werden. Es wird davon ausgegangen, dass die Länge der betroffenen Dämme 5.000 m beträgt, was bei einer Wasserspiegeldifferenz von $\Delta p = 1 \text{ m}$ einen durchströmten Querschnitt von $A = 5.000 \text{ m}^2$ ergibt. Bei Annahme einer Länge der Fließstrecke durch einen Damm von $l = 10 \text{ m}$ Basisbreite bei einer hydraulischen Leitfähigkeit von $k_f = 5 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ ergibt sich eine maximale Versickerung (Fließrate Q) von rund $0,025 \text{ m}^3/s$ (entsprechend $2.200 \text{ m}^3/d$ oder 1 mm/d bei 2 km^2 Polderfläche). Bei geringerem Einstau im Polder verringert sich die Versickerung.

Diese Abschätzung ist mit Unsicherheiten behaftet. Da die Versickerung und das hierdurch entstehende Wasserdefizit für den Dümmmer nur bei Niedrigwasser im Sommer ein Problem darstellt und weil bei Niedrigwasser möglicherweise nur ein Teil des Schilfpoldersystems mit Wasser gefüllt ist, könnte die Strecke l auch deutlich größer ausfallen. Dies dürfte zu einer starken Verringerung der Versickerung führen. Von besonderer Wichtigkeit für die Berechnung ist zudem die *hydraulische Leitfähigkeit* k_f . Sie hängt exponentiell von der Korngröße des Substrates ab. Im Bereich von Fein- und Mittelsand kann sie Werte zwischen 10^{-5} bis zu einem Extrem von 10^{-3} m/s annehmen. Für diese k_f -Werte erreicht die Versickerung nach den obigen Annahmen bis zu 500 L/s , was im Sommer zu Austrocknungsproblemen im Polder und damit zu Problemen beim Zufluss in den Dümmmer führen könnte. Geringe Werte hätte die *hydraulische Leitfähigkeit* k_f hingegen für die im südöstlichen Bereich der Optionsfläche II im Untergrund anstehenden Lebermudden.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen zur Versickerung

Grundsätzlich wird angenommen, dass die Versickerung bei Niedrigwasser im Polder eher gering ist. Bei Hochwasser stellt die Versickerung wegen der großen Wassermengen kein relevantes Problem für die Wasserbilanz des Dümmers dar. Die Versickerung wird für den Polder bei Vorliegen von Fein- und Mittelsand auf 25 l/s (Extremwerte $5 \text{ bis } 500 \text{ l/s}$) geschätzt. Diese Aussagen sind jedoch mit Unsicherheiten behaftet, da genauere Berechnungen nur auf der Grundlage eines präzisen dreidimensionalen Modells möglich wären.

Zudem ist zu berücksichtigen, dass es im Langzeitbetrieb des Polders vermutlich zu einer Kolmation (Selbstdichtung) des Bodens kommen wird (vgl. Kap. 6.2.6).

Abdichtung des Poldergrundes

Um den im Sommer angespannten Wasserhaushalt des Dümmers zu schonen, könnten die Polder und die Dämme für den Niedrigwasserbetrieb mit einer Dichtung aus feinkörnigem Material versehen werden (vgl. Kap. 9.1).

Versickerung durch die Außendämme

Eine Vernässung von direkt neben dem Schilfpoldersystem liegenden landwirtschaftlichen Flächen soll vermieden werden, indem die Außendämme mit einer Dichtschicht versehen werden.

6.2.6 Kolmation (Selbstdichtung)

In künstlichen Feuchtgebieten (insbesondere vertikal durchströmten Feuchtgebieten) gibt es mehrere mögliche Mechanismen zur Kolmation (Selbstdichtung). Für das hier geplante Freiwasserfeuchtgebiet erscheinen insbesondere wichtig:

- Die Ablagerung und Filtration von eingetragenen Partikeln, welche die Poren des Bodens besonders an der Oberfläche zusetzen.
- Chemische Ausfällung von Salzen aus dem Porenwasser, z.B. von Kalk, aber auch von Eisenverbindungen (Verockerung).
- Zusätzlich können sich ausbreitende Wurzeln zu einer Kolmation des Bodens führen.

Je geringer die Korngrößen des Bodengrundes sind, desto rascher kann es zur Kolmation kommen. (Platzer & Mauch 1997 Kadlec & Wallace 2009).

In Kadlec & Wallace (2009) werden weitere Beispiele für die Kolmation vertikal durchströmter Feuchtgebiete genannt. Aus den Beispielen kann gefolgert werden, dass die Kolmation in diesem Feuchtgebietstyp bei einer gleichmäßigen hydraulischer Last höher ist, während sie bei stoßweisem Betrieb oder einer zwischengeschalteten Phase der Austrocknung verringert wird. Zu einer ähnlichen Aussage kommt Klapper (1992) in Bezug auf die organische Substanz und Bakterien. Hiernach werde die Kolmation durch oxidative Mineralisation in Trockenphasen wieder beseitigt bzw. nehme vorrangig unter permanent anaeroben Bedingungen zu. Am Dümmer ist davon auszugehen, dass wegen der im Sommer häufig nur geringen Abflüsse aus dem Einzugsgebiet regelmäßig eine Austrocknung der Polder auftreten wird. Die Kolmation an der Bodenoberfläche wird unter diesen Bedingungen möglicherweise verringert sein.

Unter den Bedingungen am Dümmer-Schilfpoldersystem ist die Kolmation im Untergrund des Bodens ein erwünschter Prozess, um die Versickerung insbesondere während des Niedrigwasserzeitraums zu minimieren. Dazu trägt das Seston (anorganische und organische Schwebstofffracht der Hunte) und die organische Produktion durch das Schilf bei. Der Seston Gehalt in der Hunte lag 1993/94 im Mittel bei 15 mg/L, dabei wurden 2.920 t Seston/a in der fließenden Welle transportiert (Ripl, Feibicke *et al.* 1994, Feibicke, pers. Mitt.). Bei einer Polderfläche von 2 km² und angenommener vollständiger Sedimentation entspricht dies etwa einem flächenhaften Eintrag von 1,5 kg/(m²*a). Die Biomasseproduktion der Schilfpflanzen entspräche ohne Ernte etwa 1 kg/(m²*a) (Ripl 1992), bei hohen Nährstoffeinträgen auch mehr. Da aber eine Ernte und ein Abbau von organischer Substanz stattfinden, dürften sich nicht mehr als ca. 1,5 kg/(m²*a) ablagern. Bei einer Dichte von 1 g/mL und einem geschätzten Wassergehalt von 50 % entspräche dies einem Volumen von 2 L. Eine 30 cm mächtige Sandschicht hätte bei einem geschätzten Porenanteil von 25 % dagegen ein Porenvolumen von 75 L/m². Diese stark vereinfachte Rechnung zeigt, dass die Kolmation unter Umständen sehr lange benötigt, um das Feuchtgebiet im Untergrund des Bodens abzudichten. Offen bleibt dabei allerdings die Frage, ob die Schilfwurzeln in ca. 30 cm Sedimenttiefe - d.h. in der Zone, in der sich der Porenwasserstrom verringert und evtl. eine Zone der permanenten Sauerstofffreiheit beginnt - in die Poren einwachsen, dort allmählich absterben und damit schon in kurzer Zeit (nach einigen Jahren) direkt unter der durchwurzelt Zone eine teilweise Abdichtung gegen den Untergrund bewirken.

Beispiele

Künstliche Feuchtgebiete wurden zum einen in Sacramento (Kalifornien) auf ihre Hydraulik untersucht. Zu Projektbeginn wurde anhand der vorherrschenden Böden abgeschätzt, dass 0,2 bis <0,06 inch/h (entsprechend 122 bis <37 mm/d) Wasser durch Infiltration verloren gehen. Nach einem 5 Jahre andauernden Betrieb wurden nach dem Abstellen von Zu- und Abfluss und unter Berücksichtigung der Verdunstung Messungen der Infiltration durchgeführt. Dabei wurde festgestellt, dass im Mittel nur 0,011 inch/h (7 mm/d) verloren gingen. Diese Reduktion der Infiltration um ca. 80-95% wird von den Autoren unter anderem auf die Ablagerung von feinkörnigem organischem Material auf dem Boden des Feuchtgebietes zurückgeführt. Die Autoren gehen von einer weiteren Verringerung der Infiltrationsrate mit fortschreitender Zeit aus. (Nolte and Associates 1998, Kadlec & Wallace 2009).

Zum anderen ist auch der Fall eines künstlichen Feuchtgebietes in Tres Rios (Arizona) auf grobem Flussskies bekannt, wo die Infiltrationsraten nach einigen Jahren Betrieb nur von 25,3 auf 14,0 cm/d in einem Teil des Feuchtgebietes sanken. In anderen Teilen des Feuchtgebietes blieben die Raten sogar konstant. (Wass, Gehrke and Associates 2001 nach Kadlec & Wallace 2009).

Um diese Unterschiede zu erklären, bedürfte es näherer Angaben zur Art der hydraulischen Belastung (stoßweise oder gleichmäßige Belastung). Diese Angaben liegen in den genannten Quellen jedoch nicht vor.

6.2.7 Zusammenfassung: Wasserbilanz Schilfpolder und Dümmer

In den Tab. 17 und Tab. 16 sind die saisonale Wasserbilanz von Schilfpoldersystem und Dümmer aufgelistet.

	Nieder- schlag mm/d	Verdun- stung Feucht- gebiet mm/d	Versicke- rung Feucht- gebiet mm/d	Verdun- stung See- fläche mm/d
Jan	2,67	0,56	1,00	0,73
Feb	2,1	0,82	1,00	0,41
Mrz	2,26	1,33	1,00	1,11
Apr	1,74	2,26	1,00	1,60
Mai	1,97	3,94	1,00	2,69
Jun	2,58	4,16	1,00	3,67
Jul	2,5	4,32	1,00	3,12
Aug	2,51	3,79	1,00	3,38
Sep	2,29	2,47	1,00	2,34
Okt	2,33	1,24	1,00	1,48
Nov	2,35	0,65	1,00	0,94
Dez	2,67	0,48	1,00	0,00

Tab. 16: Zusammenfassung der mittleren saisonalen Wasserhaushaltsgrößen für ein Feuchtgebiet am Dümmer und für die Seefläche in mm/d. Zu den Einzelparametern vgl. Kap. 3.3.1, 3.4.2, 0 und 6.2.4.2.

	Nieder- schlag Feucht- gebiet 1,2 km ² m ³ /s	Ver- dunstung Feucht- gebiet 1,2 km ² m ³ /s	Versi- ckerung Feucht- gebiet 1,2 km ² m ³ /s	Bilanz Feuchtgebiet 1,2 km ² Niederschlag - Verdunstung - Versickerung m ³ /s	Abfluss Hunte Schäfer- hof m ³ /s	Nieder- schlag Dümmer m ³ /s	Verdun- stung Dümmer m ³ /s	Mindest- abfluss Lohne + Grawiede m ³ /s	Bilanz Dümmer m ³ /s
Jan	0,037	0,008	0,014	0,015	4,786	0,463	0,126	0,450	4,687
Feb	0,029	0,011	0,014	0,004	4,197	0,364	0,071	0,450	4,044
Mrz	0,031	0,018	0,014	-0,001	3,771	0,392	0,192	0,450	3,519
Apr	0,024	0,031	0,014	-0,021	2,300	0,301	0,277	0,450	1,853
Mai	0,027	0,055	0,014	-0,042	1,310	0,341	0,466	0,450	0,693
Jun	0,036	0,058	0,014	-0,036	0,881	0,447	0,636	0,450	0,206
Jul	0,035	0,060	0,014	-0,039	0,747	0,433	0,541	0,450	0,151
Aug	0,035	0,053	0,014	-0,032	0,694	0,435	0,586	0,450	0,061
Sep	0,032	0,034	0,014	-0,016	0,855	0,397	0,405	0,450	0,380
Okt	0,032	0,017	0,014	0,001	1,471	0,404	0,256	0,450	1,169
Nov	0,033	0,009	0,014	0,010	2,460	0,407	0,163	0,450	2,264
Dez	0,037	0,007	0,014	0,016	3,263	0,463	0,000	0,450	3,292

Tab. 17: Zusammenfassung der mittleren saisonalen Wasserbilanz von Schilfpoldersystem und Dümmer beispielhaft für ein 1,2 km² großes Schilfpoldersystem. Abfluss Hunte Schäferhof nach der Bornbachumleitung ab 2010. Zu den Einzelparametern vgl. Kap. 3.3.1, 3.4.2, 0 und 6.2.4.2.

Bei der Abschätzung der Wasserbilanz für einen 1,2 km² großen Schilfpolder zeigt sich, dass er im Sommer hinsichtlich Niederschlag, Verdunstung und Versickerung im Mittel eine negative Wasserbilanz (Niederschlag minus Verdunstung minus Versickerung) von ca. 0,04 m³/s hat, während die Summe von Abfluss der Hunte und Niederschlag auf den Dümmer bei ca. 1 m³/s liegt. Wegen der sich vermutlich ausbildenden Selbstdichtung des Schilfpoldersystems (Kolmation) wird sich die Versickerung nach einem längeren Betrieb verringern. Nach Inbetriebnahme des Schilfpoldersystems wird die Wasserbilanz des Dümmers im Sommer nach diesen Berechnungen zu ca. 4 % der Wassergewinne belastet, während die Verdunstung des Sees und der festgelegte Mindestabfluss über Lohne und Grawiede im Sommer in der Größenordnung der Wassergewinne, also bei ca. 1 m³/s liegen. In trockenen Sommern können die Verhältnisse ungünstiger werden, wobei das Schilfpoldersystem mit seiner Größe von ca. 1/10 des Dümmers dann ca. 10-20 % zum Wasserdefizit beiträgt. Bei den Fragen der Wasserbilanz ist auch zu berücksichtigen, dass die gegenwärtige Einzugsgebietsfläche durch das Schilfpoldersystem vergrößert wird, da die geplante Fläche heute im Einzugsgebiet des Bornbaches liegt.

Die Sorge um fallende sommerliche Wasserstände ist am Dümmer generell nicht unbegründet. Im Zuge der Erfassung und Neusteuerung der Abschlüge in den Mittellandkanal könnte deshalb geprüft werden, ob die Steuerung der Abschlüge nicht so verändert werden kann, dass generell im Sommer keine Abschlüge in den Mittellandkanal abgeführt werden. Dadurch würden sommerliche Hochwasserereignisse im oberen Einzugsgebiet nicht mehr dem Dümmer verloren gehen und so zur Entspannung einer negativen sommerlichen Wasserbilanz beitragen.

6.3 Aufbau und Struktur des Schilfpoldersystems

6.3.1 Linienpolder und Rasterpolder

Im Vorentwurf zur Schilfpolderanlage (StAWA Sulingen 1997) wurden die Alternativen „Linienpolder“ und „Rasterpolder“ für den Bau des Großschilfpolders vorgeschlagen. Wenn man die Retentionsleistung der verschiedenen Polderalternativen mit der Regressionsformel nach Rippl, Feibicke *et al.* (1994) berechnet, ergeben sich bei gleichen Flächengrößen und Wassertiefe exakt die gleichen Retentionsleistungen. Im Kap. 6.5.3 wird das P-k-C* Modell vorgestellt, das neben der Schilfpolderfläche auch die hydraulische Leistungsfähigkeit von Schilfpoldern für die Phosphorretention mit berücksichtigen kann. Die Linienpolder dürften wegen ihres großen Längen/Breiten Verhältnisses von 1100/200 einen relativ hohen P oder PTIS-Wert haben, während die Rasterpolder mit ihrem ungünstigen Längen/Breiten-Verhältnis einen P oder PTIS-Wert von unter 1 (hier angenommen mit 0,5) aufweisen dürften. Bei einer Berechnung der beiden Schilfpolderalternativen für das Szenario „Minus-30-%-P-Reduktion“ (vgl. Kap. 6.5.6) hat der Linienpolder eine mittlere P-Ablaufkonzentration von 50 µg/L, während der Rasterpolder nur 73 µg/L erreicht.

Wie nachfolgend dargelegt ist, sind Linien- und Rasterpolder in ihrer Retentionsleistung nicht vergleichbar.

6.3.2 Die Optimierung der Poldergeometrie

Eine hohe Retentionsleistung der Schilfpolder kann erreicht werden, wenn eine möglichst gleichmäßige Durchströmung stattfindet. Beim Auftreten von Kurzschlussströmungen, die wesentlich schneller durch den Polder strömen als es der mittleren Aufenthaltszeit entspricht, wird am Ende des Reinigungsprozesses kaum gereinigtes Wasser aus dem Kurzschluss mit gut gereinigtem Wasser gemischt. Gerade wenn eine hohe prozentuale Retentionsleistung oder eine Ablaufkonzentration in der Nähe der Hintergrundkonzentration C* (vgl. Kap. 6.5.2) erreicht werden soll, dürfen keine Kurzschlussströmungen auftreten.

Ein anderes Extrem stellen Totzonen dar, in denen kaum ein Wasseraustausch stattfindet. Diese Totzonen wirken wie eine Verkleinerung der tatsächlichen Poldergröße und führen demnach auch zu einer Senkung der erreichbaren Retentionsleistung.

Die gleichmäßige Durchströmung kann auch als hydraulische Effizienz eines Schilfpolders bezeichnet werden. Für eine hohe hydraulische Effizienz wird allgemein empfohlen, das Längen/Breiten-Verhältnis der Einzelpolder zu erhöhen. Allgemein wird also davon ausgegangen, dass „Linienpolder“ eine bessere Retentionsleistung haben. Allerdings sollte das Längen/Breiten-Verhältnis auch nicht zu hoch werden (Kadlec 2000), da hydraulische Probleme (z.B. Überstau im Einlaufbereich) auftreten können. Als ideal werden 2:1 bis 4:1 angesehen, während 10:1 bereits Probleme verursachen kann (Crites & Tchobanoglous 1998). Zudem können mehrere Einzelpolder hintereinander angeordnet werden. Hierbei wird die hydraulische Effizienz durch die Mischung des Wassers zwischen den Polder gesteigert (Kadlec 2000).

Eine weitere - noch näher zu prüfende - Einrichtung zur gleichmäßigen Verteilung des Wassers im Polder für den Einlaufbereich bildet eine Prallplatte, die das Wasser senkrecht zur Fließrichtung in einen Verteilungsgraben ablenkt und verteilt. Von hier kann das Wasser über eine horizontale Überlaufschwelle, möglicherweise mit einer Zahnleiste, in den bewachsenen Schilfpolder geleitet werden. Im Verlauf der Fließrichtung können im bewachsenen Polder Sammel- und Verteilungsgräben senkrecht zur Fließrichtung angeordnet werden (Kadlec 2000). Auch vegetationsfreie Streifen - quer zur Fließrichtung - erhöhen die hydraulische Effizienz. Über einen letzten Sammelgraben wird das

Wasser gebündelt über ein Ablaufrohr weitergeleitet. Eine schematische Skizze eines Einzelpolders ist in Abb. 14 dargestellt. (Nach Kadlec & Wallace 2009, verändert). Eine darüber hinaus bestehende Möglichkeit zur Steigerung der hydraulischen Effizienz sind Unterteilungen des Gesamtpolders in Längsrichtung. Eine genauere technische Beschreibung der Polder findet sich Kap. 9.

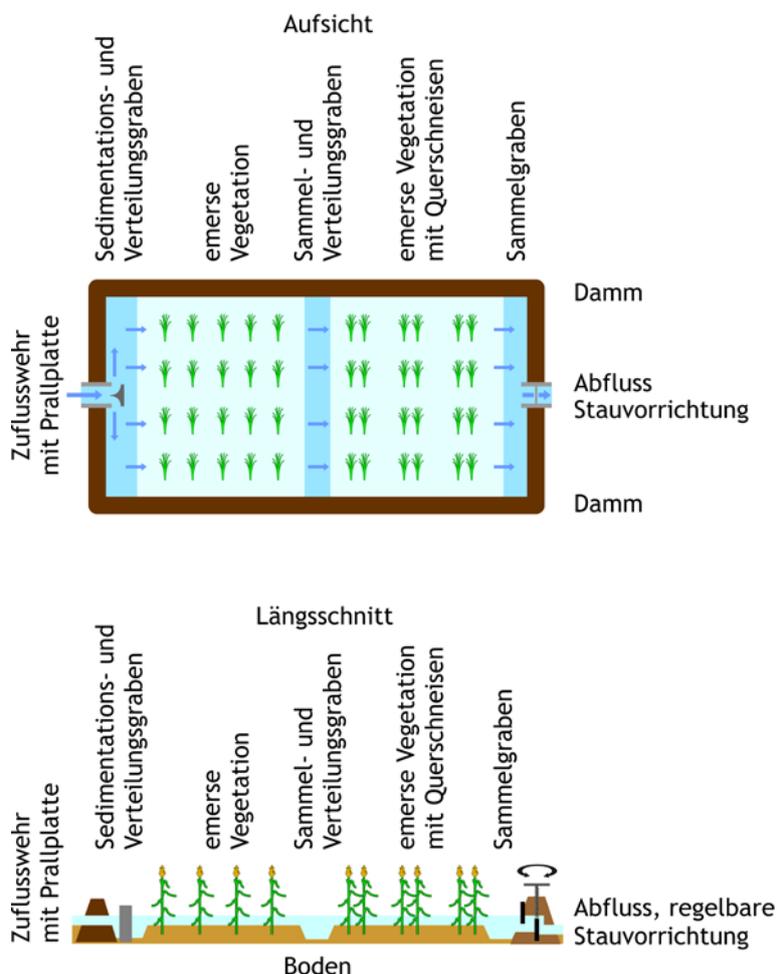


Abb. 14: Schematische Skizze eines Einzelpolders mit hoher hydraulischer Effizienz. Aufsicht und Längsschnitt. (Nach Kadlec & Wallace 2009, verändert).

6.3.3 Der Schilfpolder als temporäre Schlammdeponie

Es besteht theoretisch die Möglichkeit, das Schilfpoldersystem als temporäre Deponie für den unbelasteten Schlamm aus dem Dümmmer zu nutzen und damit die knappen Deponieflächen zu entlasten.

Jedoch hat die Aufbringung von Seeschlamm verschiedene Nachteile. Durch das Aufspülen von Schlamm, der sich sortiert und dabei teilweise weitertransportiert wird, entsteht eine unebene Polderfläche, die sich kaum mehr einebnen lässt. Es ist zudem nicht auszuschließen, dass mit dem Seeschlamm auch Samen und Vegetationsstücke von Weiden und damit unerwünschte Pflanzenarten (z.B. Weiden) in den Polder eingebracht werden, die die Entwicklung eines geschlossenen Schilfbestandes erschweren. Deshalb wird von einer Einbringung von Seeschlamm abgeraten.

6.4 Phosphorbelastung des Schilfpoldersystems nach 2009

6.4.1 Berechnung nach saisonalen Anteilen der Phosphorfracht

Seit der Bornbachumleitung im April 2009 ist ein abgeschlossener Datensatz der Phosphorfracht in der Hunte nur für die Jahre 2010 und 2011 verfügbar. Deshalb muss geprüft werden, ob diese Jahre hinsichtlich ihrer Hydrologie und ihrer Phosphorfrachten etwa den langjährigen Mittelwerten entsprechen, oder ob entsprechende Korrekturen an den Eingangsgrößen für die Dimensionierung des Schilfpoldersystems vorgenommen werden müssen.

Da die Jahressumme des Abflusses und die Jahresfracht von Phosphor in der Hunte zwischen 1990 und 2008 eine enge Korrelation aufweisen (Abb. 15), kann die Frage, ob die Jahre 2010 und 2011 repräsentativ für die P-Frachten aus Einzugsgebiet sind, durch eine Betrachtung der Jahresabflüsse abgeschätzt werden.

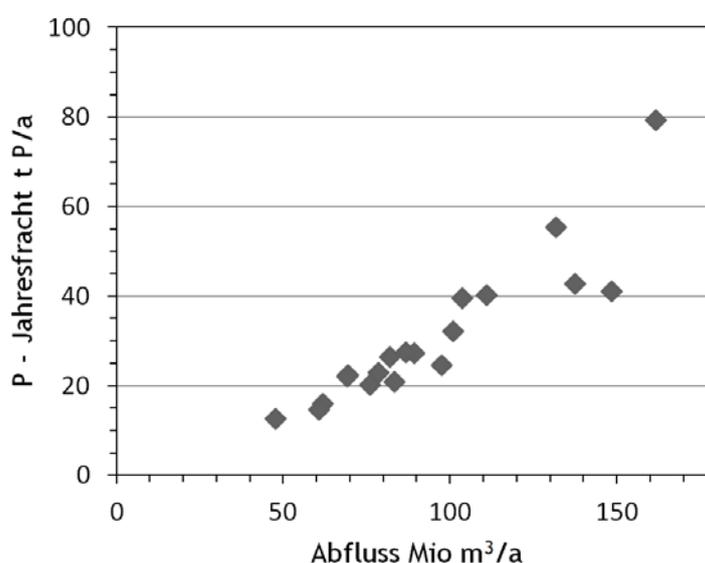


Abb. 15: Beziehung zwischen Abfluss [Mio m³/a] (mit Bornbach) und Phosphor-Jahresfracht [t P/a] an der Messstelle Hunte Schäferhof 1990-2008. (Daten NLWKN, umgerechnet)

Um den mittleren Abfluss in der Hunte nach der Bornbachumleitung abzuschätzen, wurde der dem Flächenanteil des Bornbacheinzugsgebietes entsprechende Abflussanteil (19,5 %, vgl. Tab. 1) von den Abflüssen der Hunte (Messstelle Schäferhof) in den Jahren 1990-2008 abgezogen. Die Verteilung der Abflussmittelwerte der einzelnen Jahre ist in Abb. 16 zu sehen. In die Abbildung wurden auch die 2010 und 2011 gemessenen mittleren Jahresabflüsse und der mittlere Abfluss 2010-2011 von 2,271 m³/s eingezeichnet. Dieser liegt bei der 55,1-%-Perzentile. Er liegt damit sehr nahe an dem Idealwert von 50 %. Dieser bedeutet, dass die Hälfte der zu erwartenden mittleren Abflüsse größer und die andere Hälfte kleiner sind.

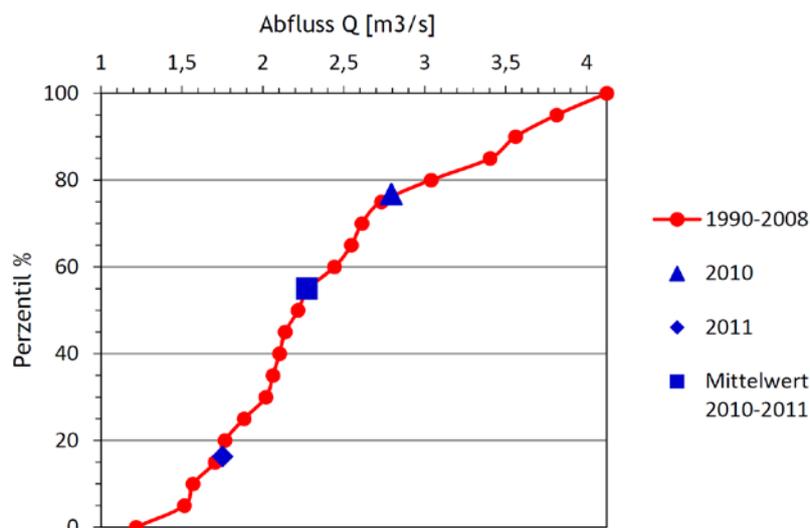


Abb. 16: Perzentile der mittleren Abflüsse MQ [m³/s] am Pegel Hunte Schäferhof ohne den Anteil des Bornbaches (80,5 % des Gesamtabflusses) für die Zeiträume 1990-2008 und Einordnung der Abflüsse nach der Bornbachumleitung für 2010, 2011 und für den Mittelwert 2010-2011 in die Verteilung. (Daten NLWKN, umgerechnet).

Es kann davon ausgegangen werden, dass sich das grundsätzliche hydrologische Regime durch die Bornbachumleitung nicht geändert hat. Die Verteilung der mittleren Tagesabflüsse im den Zeiträumen 1990-2008 und 2010-2011 ist in Abb. 17 dargestellt. Zwar fehlen nach der Bornbachumleitung noch die Abflussspitzen bis ca. 30 m³/s, allerdings sind diese seltenen Ereignisse erst im Laufe von Jahrzehnten zu erwarten.

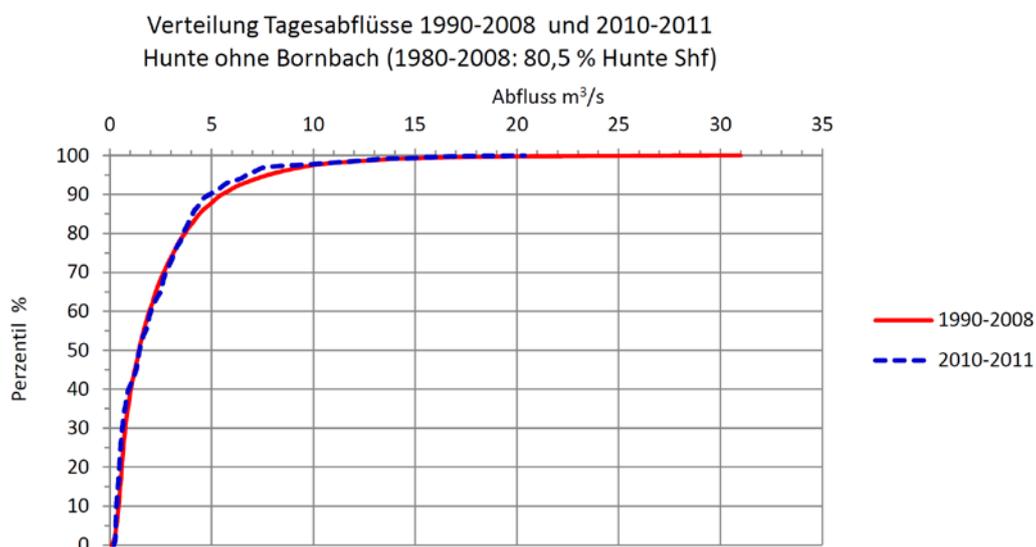


Abb. 17: Verteilung der mittleren Tagesabflüsse 1990-2008 und 2010-2011 an der Messstation Hunte Schäferhof. (Daten NLWKN, verändert)

Etwas anders sieht es bei der saisonalen Verteilung von Abfluss und Phosphorfracht aus (Abb. 18). Durch ausgeprägte Starkregenereignisse sind die Phosphorfrachten in den Monaten August und September 2010-2011 ungewöhnlich hoch gewesen. Andererseits war der Dezember relativ abflussarm und besaß daher eine relativ geringe Phosphorfracht. Die Abb. 18 zeigt aber auch, dass sich - abgesehen von den beschriebenen Besonderheiten in August, September und Dezember - durch die Bornbachumleitung nichts Grundsätzliches an der Verteilung der Phosphorfracht im Jahresverlauf geändert hat. Scheer (pers. Mitt.) hat darauf hingewiesen, dass die „Schulter“ der P-Fracht im März bei

Betrachtung eines Zeitraumes nach dem Jahr 2000 nicht so ausgeprägt auftritt. Allerdings ist sie 2010/2011 wieder deutlich sichtbar (Abb. 18). Eine detaillierte Zeitreihen- und Trendanalyse konnte im vorliegenden Gutachten wegen der begrenzten Bearbeitungszeit nicht durchgeführt werden.

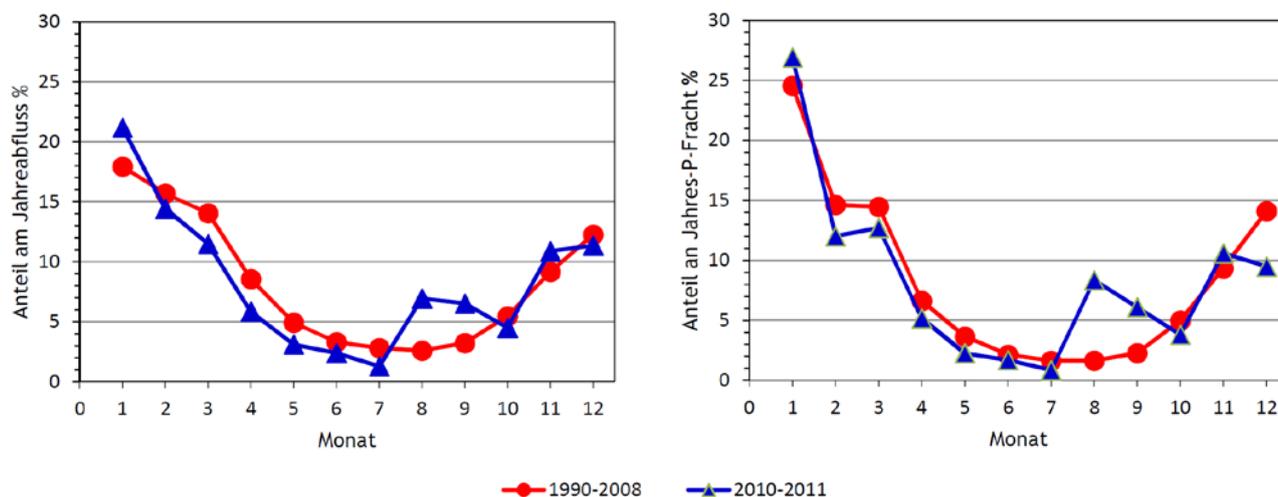


Abb. 18: Prozentualer saisonaler Anteil am Jahresabfluss und an der Jahres-P-Fracht in den Zeiträumen 1990-2008 und 2010-2011. (Daten NLWKN, verändert)

Um eine an den zukünftigen erwarteten Mittelwerten der Phosphorfracht ausgerichtete Dimensionierung des Schilfpoldersystems zu ermöglichen, wurden die für die Zukunft zu erwartenden Abflüsse, Phosphorfrachten und Phosphorkonzentrationen der einzelnen Monate mit den saisonalen Anteilen der Abflüsse und der P-Fracht aus dem Zeitraum 1990-2008 neu berechnet. Die Ergebnisse sind in Tab. 6 aufgelistet:

Monat	Abfluss im Zeitraum [Mio m ³]	mittlerer Abfluss im Zeitraum [m ³ /s]	Anteil am Gesamtjahresabfluss [%]	Phosphorfracht im Zeitraum [t P]	Anteil an Phosphorjahresfracht [%]	volumengewichtete mittlere P-Konzentration [mg P/L]
Jan	12,82	4,786	17,9	3,27	24,6	0,255
Feb	11,24	4,197	15,7	1,94	14,6	0,173
Mrz	10,1	3,771	14,1	1,93	14,5	0,191
Apr	6,16	2,3	8,6	0,88	6,6	0,143
Mai	3,51	1,31	4,9	0,48	3,6	0,137
Jun	2,36	0,881	3,3	0,28	2,1	0,119
Jul	2	0,747	2,8	0,21	1,6	0,105
Aug	1,86	0,694	2,6	0,21	1,6	0,113
Sep	2,29	0,855	3,2	0,31	2,3	0,135
Okt	3,94	1,471	5,5	0,67	5	0,17
Nov	6,59	2,46	9,2	1,24	9,3	0,188
Dez	8,74	3,263	12,2	1,89	14,2	0,216
Summe	71,6	-	100	13,3	100	-
Mittel	5,968	2,228	-	1,109	-	0,162

Tab. 18: Abfluss, Anteile des Abflusses, Phosphorfracht, Anteile der Phosphorfracht und volumengewichtete Phosphorkonzentration in den einzelnen Monaten. Prognose für die Jahre ab 2010 nach der Bornbachumleitung. (Daten NLWKN, neu berechnet)

Mit den Ergebnissen dieser Schätzung wird die Dimensionierung der Schilfpoldersystem-Varianten in den einzelnen Monaten vorgenommen.

6.4.2 Ungewöhnlich hohe Phosphorfracht im Monat März

Die Abb. 18 zeigt, dass im Monat März verglichen mit dem Abfluss eine ungewöhnlich hohe Phosphorfracht in der Hunte transportiert wird. Die charakteristische Schulter in der Abb. 18 ist sowohl 1990-2008 und 2010 bis 2011 sichtbar. Es gibt keine einleuchtende Begründung für eine derartige Erhöhung der P-Konzentration im März, außer der Tatsache, dass ab März die Gülleausbringung nach der Winterpause beginnt. Es wurde auch versucht, diesen Zusammenhang durch die Analyse der Stickstofffraktionen zu verifizieren, allerdings ist nur beim Phosphor der Zusammenhang so deutlich. Dies könnte daran liegen, dass beim Stickstoff ein höherer Anteil gelöst und nicht an Bodenpartikel adsorbierbar vorliegt, so die Eintragspfade für Phosphor und Stickstoff sich unterscheiden.

Der Monat März ist der kritische Monat für die Wirkungsweise des Schilfpoldersystems. Einerseits weist er hohe Abflüsse und Konzentrationen von Phosphor auf, andererseits beginnt ab März/April die Vegetationsperiode im Dümmers. Die Hunte hat nach der Bornbachumleitung einen mittleren Monatsabfluss von 10,1 Mio m³, das Wasservolumen des Dümmers beträgt ca. 14 Mio m³. Unter ungünstigen Bedingungen steht der größte Teil des im März in den See transportierten Phosphors den Planktonalgen zur Verfügung. Deshalb ist eine Limitierung des Phosphors gerade im März und April besonders wichtig.

Besonders vorteilhaft wäre, Einträge aus Gülle in die Fließgewässer möglichst weitgehend zu vermeiden. Realistischerweise muss man allerdings annehmen, dass auch schon das Ziel einer 30 %igen P-Reduktion (Seitz *et al.* 2012) schwer zu erreichen sein wird. Deshalb könnte eine Lösung sein, die Gülleausbringung nicht bereits ab Anfang März zu genehmigen, sondern erst ab Mitte April. Im April sind Abfluss und Phosphorfracht im langjährigen Mittel so gering, dass der zusätzliche Eintrag von Gülle vom Schilfpoldersystem besser zurückgehalten werden kann als im März mit seinen hohen Abflüssen. Allein diese zeitliche Verteilung der Belastung des Dümmers würde eine erheblich günstigere Ausgangssituation darstellen, da im April natürlicherweise geringere Phosphorfrachten vorhanden sind.

6.4.3 Saisonale Konzentration von Phosphor als Eingangsparameter der Schilfpolderdimensionierung

Da die Dimensionierung des Schilfpoldersystems entscheidend von der Phosphorretention im Frühjahr (ab März) abhängt, war es wichtig, die zukünftige saisonale Variation der Phosphorkonzentration zu kennen. Da nach der Bornbachumleitung erst zwei Jahre mit vollständigen Phosphormessungen vorliegen (2010-2011) und da keine belastbaren Daten zu Konzentration und Fracht von Phosphor im Bornbach vorliegen, wurde versucht, die künftige saisonale Verteilung aus den vorliegenden Konzentrations- und Frachtmessungen von 1990-2008 abzuleiten (vgl. Tab. 19).

	1990-2008		2010-2011		Zukünftige Konzentration berechnet durch Reduktion der Konzentration 1990-2008		
	1990-2008 arithmet. Mittel P mg/L	1990-2008 vol-gew. Mittel P mg/L	2010-2011 arithm. Mittel P mg/L	2010-2011 vol.-gew. Mittel P mg/L	1990-2008 Fracht-reduktion auf 42,8 % der Monatsfracht P mg/L	1990-2008 Konzentrations-reduktion auf 64 % der arithm. Mittel P mg/L	1990-2008 Konzentrations-reduktion auf 66 % der vol.-gew. Mittel P mg/L
Jan	0,363	0,376	0,218	0,237	0,255	0,232	0,248
Feb	0,314	0,324	0,165	0,168	0,173	0,201	0,214
Mrz	0,298	0,315	0,173	0,175	0,191	0,191	0,208
Apr	0,245	0,247	0,178	0,177	0,143	0,157	0,163
Mai	0,24	0,241	0,142	0,142	0,137	0,154	0,159
Jun	0,207	0,211	0,134	0,134	0,119	0,132	0,139
Jul	0,179	0,18	0,118	0,119	0,105	0,115	0,119
Aug	0,19	0,19	0,129	0,191	0,113	0,122	0,125
Sep	0,189	0,196	0,195	0,213	0,135	0,121	0,129
Okt	0,232	0,24	0,156	0,158	0,17	0,148	0,158
Nov	0,302	0,317	0,199	0,224	0,188	0,193	0,209
Dez	0,328	0,345	0,155	0,152	0,216	0,21	0,228
Mittelwert	0,257	0,265	0,164	0,174	0,162	0,165	0,175

Tab. 19: Saisonale Verteilung der arithmetisch und volumengewichteten Monatsmittelwert für die Zeiträume 1990-2008 und 2010-2011 und Berechnung der Reduktion der Konzentration nach verschiedenen Ansätzen: Spalte 6: Frachtreduktion auf 42,8 % der Monatsfracht nach saisonalen P-Frachtanteilen, Spalte 7: Konzentrationsreduktion auf 64 % der arithmetischen Mittel, Spalte 8: Konzentrationsreduktion auf 66 % der volumengewichteten Mittel. Daten NLWKN, verändert.

Zielsetzung dieser Berechnung der Konzentrationsreduktion war, einerseits die 2010-2011 ermittelten Mittelwerte der Phosphorkonzentration zu treffen. Andererseits sollte eine effektive Dämpfung der Eintragungsspitze im Monat März erfolgen. Der März stellt wegen der hohen Abflüsse in der Hunte die höchsten Anforderungen an das Schilfpoldersystem und wegen seiner steuernden Wirkung für die sommerliche Entwicklung der Organismen (Plankton versus Makrophyten) im Dümmer den kritischen Monat für die Dimensionierung dar. Die Berechnungsansätze ergeben, wie in Tab. 19 ersichtlich ist, bei den Mittelwerten eine gute Übereinstimmung. Der Monat März hatte in den Jahren 2010-2011 relativ geringe Abflüsse. Wegen der Abflussabhängigkeit der Phosphorkonzentration muss deshalb für den Monatsmittelwert März 2010-2011 von einer Unterschätzung ausgegangen werden. Die Messungen ergaben Mittelwerte von 0,173 bis 0,175 mg P/L. Folgerichtig dürften die für den Monat März berechneten zukünftigen P-Konzentrationen von 0,191 (arithmetisches Mittel) bis 0,208 mg P/L (volumengewichtetes Mittel) durchaus realistisch sein.

Für die Dimensionierung des Schilfpoldersystems und darin verwendeten saisonalen P-Konzentrationen nach dem P-k-C* Modell (Kap. 6.5.3) wurde der Ansatz der Frachtreduktion auf 42,8 % der Monatsfracht verwendet. Bei den Tagesdaten der Polderdimensionierung für den Extremmonat März (Kap. 6.5.5) wurde mit der Konzentrationsreduktionsreduktion auf 64 % des arithmetischen Mittels gerechnet.

6.5 Dimensionierung und Retentionsleistung des Schilfpoldersystems

Die Dimensionierung des Schilfpoldersystems für die Behandlung des Huntewassers wurde auf der Grundlage folgender Ansätze vorgenommen:

1. Einem Diagramm für 282 individuelle Freiwasser-Feuchtgebiete (Kadlec & Wallace 2009), in welchem der Zusammenhang zwischen der Phosphorbelastung der Polderfläche [$\text{g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$] und der mittleren P-Ablaufkonzentration [$\text{mg P}/\text{L}$] dargestellt ist,
2. dem k-C* Modell (Kadlec & Knight 1996, Kadlec & Wallace 2009), bei dem eine Reaktionskinetik 1. Ordnung mit einer Reaktionskonstante (k) und einer unteren Begrenzung für die Hintergrundkonzentration der Phosphorkonzentration im Ablauf (C*) für eine flächenhafte Phosphoraufnahme zugrundegelegt wird. Dieses Modell wurde benutzt, um die Geschwindigkeitskonstante k aus den Phosphormessungen des Versuchsschilfpolders abzuleiten.
3. Eine leistungsfähige Ableitung des k-C* Modells stellt das P-k-C* Modell nach Kadlec & Wallace (2009) dar. Dieses Modell kann auch Veränderungen der Poldergeometrie und der hydraulische Effizienz berücksichtigen und wurde deshalb hauptsächlich zur Dimensionierung verwendet. Für $P=1$ entspricht das P-k-C* Modell dem k-C* Modell.
4. Außerdem wurde die im Versuchspolderbetrieb nach Rippl, Feibicke *et al.* (1994) entwickelte Regressionsformel mit den Eingangsparametern Phosphorkonzentration im Polderzulauf und Wasseraustausch im Polder verwendet. Dieses Modell kann verschiedene Poldergeometrien nicht bewerten, da die theoretische Wasseraustauschzeit allein vom Wasservolumen im Polder abhängig ist.

Nachfolgend werden die verschiedenen Ansätze für die Dimensionierung von Schilfpoldern näher beschrieben und anschließend die Ergebnisse der Dimensionierung vorgestellt und diskutiert. Alle für die Dimensionierung genannten Polderflächen sind Nettoflächen, d.h. Schilfflächen ohne Dämme, Wege, Zu- und Ableitungsgräben und Wirtschaftsflächen.

6.5.1 Dimensionierung der Poldergröße nach repräsentativer Graphik

Eine mögliche Grundlage zur Dimensionierung der Poldergröße bilden die Datensätze von 282 Freiwasser-Feuchtgebieten zur Reinigung von Wasser aus verschiedenen klimatischen Zonen incl. 42 Mesokosmen (Versuchsanlagen ab 100 m^2 Größe), auf denen die Abbildung 10.17 in Kadlec & Wallace (2009) basiert. Ihre Größe reicht von kleiner 0,01 bis 2.000 ha (geplantes Schilfpoldersystem am Dümmer: 100-200 ha). Die Phosphorkonzentrationen im Zulauf liegen zwischen < 50 bis über $8.000 \mu\text{g P}/\text{L}$ (Dümmer: etwa $100\text{-}200 \mu\text{g P}/\text{L}$). Die hydraulische Belastung liegt zwischen < 1 bis über $10 \text{ cm}/\text{d}$ (Dümmer: ca. $10\text{-}20 \text{ cm}/\text{d}$). Das am Dümmer geplante Schilfpoldersystem liegt damit innerhalb der Bandbreite der repräsentierten Feuchtgebiete.

Die Original-Graphik enthält verschiedene Symbole für die P-Konzentration im Zufluss von $< 0,05 \text{ mg}/\text{L}$ bis über $50 \text{ mg}/\text{L}$. In der folgenden Abb. 19 ist nur der für die Hunte interessante Bereich von $0,12\text{-}0,54 \text{ mg P}/\text{L}$ dargestellt. Die Wassertiefen in den betrachteten künstlichen Feuchtgebieten sind nicht angegeben.

Zusätzlich ist als grüner Kreis die Lage des Versuchsschilfpolders 1990-1994 nach seiner mittleren P-Zulauffracht und der mittleren P-Ablaufkonzentration eingetragen, ebenso das geplante Schilfpoldersystem mit dem Ziel der P-Ablaufkonzentration von $50 \mu\text{g}/\text{L}$, bei dem allerdings die Flächenbelastung wegen der noch nicht entschiedenen Größe des Polders unklar ist. Als Grenzen für den Bereich der dargestellten P-Zulauffracht wurden die Jahresfrachten an der Messstelle Hunte Schäferhof von 2010 und 2011 (nach der Bornbachumleitung) und Flächengrößen für das Schilfpoldersystem von $1\text{-}2 \text{ km}^2$ zugrundegelegt (blaue Linie in Abb. 19).

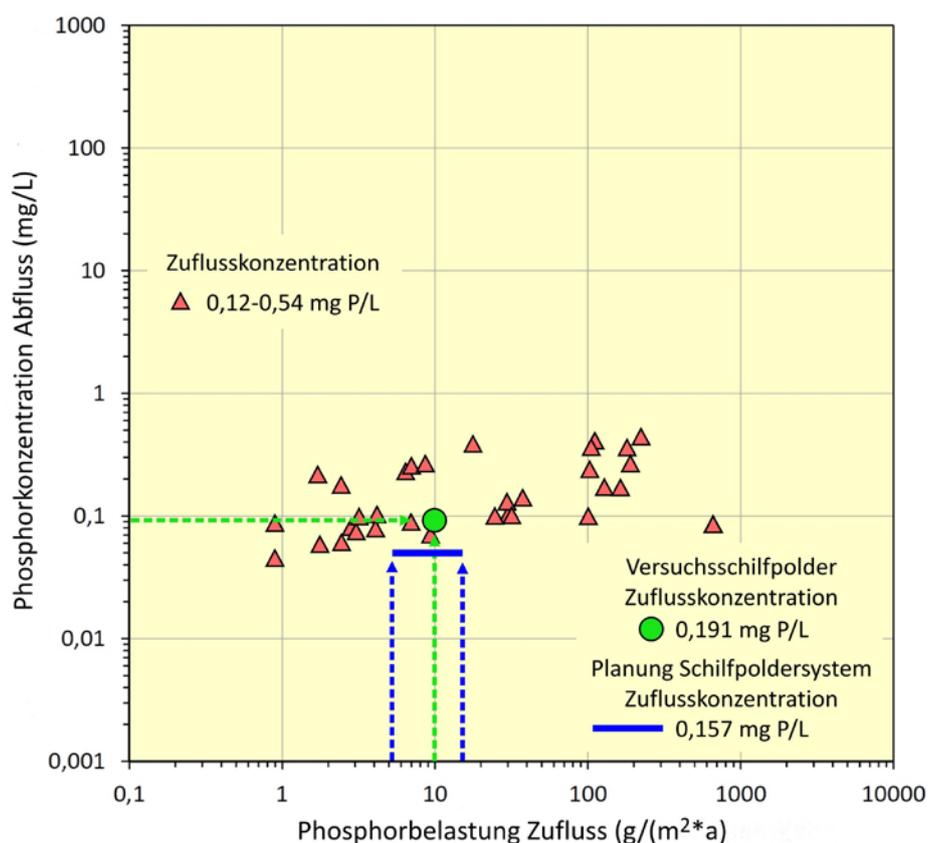


Abb. 19: Mittelwerte für den Zusammenhang zwischen Phosphor-Flächenbelastung und Phosphorkonzentration im Abfluss von Freiwasser-Feuchtgebieten. Dargestellt sind nur die Systeme mit einer Ges-Phosphor-Konzentration von 0,12-0,54 mg P/L (nach Kadlec & Wallace 2009, verändert). Dargestellt ist auch die Lage des Versuchsschilfpolders (Ripl, Feibicke *et al.* 1994) und der Bereich, in dem das am Dümmer geplante Schilfpoldersystem liegen soll.

Die Abb. 19 und die Original-Graphik aus Kadlec & Wallace (2009) mit 282 Freiwasserfeuchtgebieten kann auch als Beleg für die grundsätzliche technische Eignung eines Schilfpolders zur Senkung der Phosphorkonzentration von Flusswasser dienen.

Auffällig ist, dass die P-Ablaufwerte des Versuchspolders im unteren Viertel der Ablaufkonzentrationen der anderen künstlichen Feuchtgebiete liegen. Trotz der Anlaufschwierigkeiten nach der Inbetriebnahme des Versuchspolders, die am Anfang zu verringerten Retentionsleistungen geführt haben, sind im Mittel über die 5-jährige Betriebsdauer sehr hohe Retentionsleistungen erreicht worden. Dies liegt u.a. daran, dass die von Kadlec & Wallace (2009) gebildete Klasse „Zuflusskonzentrationen“ künstliche Feuchtgebiete mit Zuflusskonzentrationen von 0,12-0,54 mg P/L enthält, während die mittlere Zuflusskonzentration des Versuchspolders nur 0,19 mg P/L betrug.

Trotzdem könnte der Eindruck entstehen, dass die Ergebnisse des Versuchspolderbetriebes nicht repräsentativ sind und sich die hohe Retentionsleistung des Versuchspolders im Betrieb des geplanten Schilfpoldersystems nicht erreichen lässt. Jedoch ist hier zu berücksichtigen, dass Gründe für eine sogar höhere Retentionsleistung im geplanten Schilfpolder am Dümmer vorliegen. Diese ergeben sich aus der Besonderheit der Phosphorfracht in der Hunte im Vergleich zu den allgemein in künstlichen Feuchtgebieten behandelten Abwässern, wie sie auch den Retentionsabschätzungen von Kadlec & Wallace (2009) zugrunde liegen. Die Gründe für die höhere Retentionsleistung im Schilfpolder am Dümmer sind insbesondere die im Vergleich zum Versuchspolder von Kadlec & Wallace bessere Sedimentierbarkeit von Phosphor in der Hunte. Dies wird im Detail nach weiteren Betrachtungen der Dimensionierung des Schilfpoldersystems in Kap. 6.5.2 diskutiert.

6.5.2 Methode der Dimensionierung der Poldergröße nach k-C* Modell (Kadlec & Knight)

Die Dimensionierung eines künstlichen Feuchtgebietes mit dem k-C* Modell nach Kadlec & Knight (1996) (beschrieben in Kadlec & Wallace 2009) ist ebenfalls geeignet zur Dimensionierung eines künstlichen Feuchtgebietes mit mehreren Becken in Serie (TIS = Tanks In Series, nTIS = Anzahl der Becken in Serie). Dies wird für den ersten Polder bzw. für eine Anlage mit nur einem Polder in Serie (nTIS=1) nach folgender Formel (D.1) vorgenommen:

$$C_1 = (Q_{in} * C_{in} + (k * A_1 * C^*)) / (Q_1 + [(\alpha * ET) * A_1] + (I * A_1) + (k * A_1)) \quad (D.1)$$

C_1 = Ablaufkonzentration aus dem n-Becken, hier des ersten Beckens [mg/L = g/m³]

Q_{in} = Wassermenge Zufluss, hier Becken 1 [m³/d]

C_{in} = Konzentration im Zulauf, hier von Becken 1 [mg/L]

k = flächenhafte Geschwindigkeitskonstante [m/d]

A_1 = Feuchtgebietsfläche [m²]

C^* = Hintergrundkonzentration [mg/L]

Q_1 = Zulaufkonzentration von Becken 1 [m³/d]

α = Transpirationsanteil [dimensionslos]

ET = Evapotranspiration [m/d]

I = Infiltration [m/d]

Die Bilanzgrößen ET (Evapotranspiration) und I (Infiltration) sind bei der vergleichsweise hohen hydraulischen Belastung des Versuchsschilfpolders von ca. 18 cm/d unerheblich, wurden aber trotzdem mit eingerechnet. Die im Niederschlag enthaltene Phosphorkonzentration bleibt hier unberücksichtigt, da sie wesentlich geringer als die Phosphorkonzentration im Zufluss ist.

Da sich der Abfluss Q auch aus der hydraulischen Belastung q errechnen lässt, kann die Formel auch formuliert werden als (D.2):

$$C_1 = (q_{in} * C_{in} + (k * C^*)) / (q_1 + (\alpha * ET) + I + k) \quad (D.2)$$

q_{in} = hydraulische Belastung Zufluss [m/d]

q_1 = hydraulische Belastung Abfluss [m/d]

Es handelt sich bei dieser Betrachtung um eine Reaktionskinetik erster Ordnung mit einer Geschwindigkeitskonstante (k) für die flächenhafte Nettoeliminierung von Phosphor, gekoppelt an eine P-Freisetzung aus den Feststoffen des Feuchtgebietes, welche die konstante Hintergrundkonzentration von Phosphor (C^*) als untere erreichbare Grenzkonzentration im Abfluss des Feuchtgebietes verursacht. Alle Parameter in der Formel (D.2) bis auf die Geschwindigkeitskonstante k sind gemessen worden oder abschätzbar.

Geringe P-Konzentrationen im Ablauf des Versuchspolder als Maß für die P-Hintergrundkonzentration (geringste erreichbare P-Konzentration im Ablauf) lagen bei 10 µg/L (0%-Perzentile), 13 µg/L (0,5%-Perzentile), 17 µg/L (1%-Perzentile) bzw. 21 µg/L (2%-Perzentile) (n=1486) (Ripl, Feibicke *et al.* 1994, Daten Feibicke, pers. Mitt.). Wegen der allgemein schlechten Leistungsfähigkeit des Versuchspolders, bei dem die Hintergrundkonzentration sicher selten - wenn überhaupt erreicht wurde, wird von einer Hintergrundkonzentration von 10 µg P/L ausgegangen. Kadlec (2009) nennt für Freiwasserfeuchtgebiete sogar eine P-Hintergrundkonzentration von 3 µg/L.

Für die von Kadlec & Wallace (2009) betrachteten Freiwasser-Feuchtgebiete ergab sich für die Geschwindigkeitskonstante k die in der folgenden Tabelle dargestellte Verteilung.

Perzentile [%]	Geschwindigkeitskonstante k [m/a]
0	-6,9
10	1,4
20	2,8
30	4,5
40	6,6
50	10,0
60	13,1
70	16,7
80	25
90	60
100	347

Tab. 20: Verteilung der Geschwindigkeitskonstante k der P-Retention für 282 Feuchtgebiete (Kadlec & Wallace 2009).

Die Geschwindigkeitskonstante k für den Versuchsschilfpolder am Dümmer war zunächst nicht bekannt. Kadlec & Wallace (2009) und ebenso Crites & Tchobanoglous (1998) empfehlen für diesen Fall den Einsatz des Medians von 10,0 m/a (vgl. Tab. 20). Bei Verwendung dieser Geschwindigkeitskonstante für den Datensatz des Versuchsschilfpolders ergibt sich eine deutlich höhere P-Ablaufkonzentration als sie im Versuchspolderbetrieb tatsächlich gefunden wurde. Dies bedeutet, dass der Median von $k = 10,0$ m/a die P-Retentionsleistung des Versuchspolders deutlich unterschätzt.

Deswegen wurde die oben dargestellte Formel (D.2) zur Berechnung der Geschwindigkeitskonstante nach k aufgelöst und die Geschwindigkeitskonstante k mit den Mittelwerten aus den Tagesdaten des Versuchspolderbetriebes ermittelt. Für die Geschwindigkeitskonstante der P-Retention im Versuchsschilfpolder ergibt sich danach ein Wert von $k = 0,237$ m/d oder $k = 86,4$ m/a ($n=914$, mittlere Wassertiefe 24,9 cm).

1990-1992 war der Versuchspolder nur gering von Schilf bewachsen, die hydraulische Belastung variierte in einem weiten Bereich zwischen 5 und 80 cm/d. 1993-1994 wurde der Versuchspolder dagegen relativ konstant bei einer hydraulischen Belastung von etwa 10 cm/d betrieben. Durch eine Abspundung wurde die Fläche des Versuchspolders halbiert und nur der gut mit Vegetation ausgestattete Teil beaufschlagt. In beiden Phasen des Versuchspolderbetriebes war allerdings der mittlere Wasserstand im Versuchspolder ähnlich (Phase 1: 23 cm, Phase 2: 27 cm). Es ist zu beachten, dass die Geschwindigkeitskonstante nur für die mittlere Wassertiefe gilt, für die sie bestimmt worden ist.

Nach den Daten der Tab. 20 liegt eine Geschwindigkeitskonstante von $k = 86,4$ m/a etwa bei der 91%-Perzentile (91 % der Feuchtgebiete aus dem Datensatz von Kadlec & Wallace 2009 haben eine geringere Geschwindigkeitskonstante).

Hohe Geschwindigkeitskonstante k und partikulär gebundener Phosphor

Dieser hohe k-Wert ist wahrscheinlich nicht mit einer außergewöhnlich guten Funktionsweise des Versuchspolders zu erklären - zumal dieser gerade in den ersten Jahren Probleme mit der Entwicklung der Vegetation hatte - sondern beruht auf der Zusammensetzung der P-Fracht. Viele der von Kadlec & Wallace betrachteten und für die Berechnung der Verteilung der k-Werte benutzten künstlichen Feuchtgebiete dienen der Nachreinigung von Abwasser als 2. oder 3. Reinigungsstufe. Das in diese Anlagen gelangende Wasser ist oftmals durch Absetzbecken vorgereinigt, so dass der Anteil von gelösten oder schwer sedimentierbaren Phosphorverbindungen höher sein dürfte als in der Hunte. Kadlec & Wallace (2009) schreiben, dass sie eine Angabe von Geschwindigkeitskonstanten für

TSS (Total Suspended Solids - im Wasser suspendierte feste Partikel) unterlassen, da diese ankommenden Partikel sehr schnell aussedimentieren. Die Partikel lagern sich bereits im Eingangsbereich der Feuchtgebiete ab. Abschätzungen der Geschwindigkeitskonstante erreichen so Werte um 3.600 m/a - etwa 300- bis 400-mal so viel wie bei Phosphor.

Die Sestonfracht (Partikelfracht) der Hunte am Schäferhof wurde 1993/1994 mit im Mittel 15,2 mg Seston/L (arithmetisches Mittel) oder 2.920 t Seston/a bestimmt (Ripl, Feibicke *et al.* 1994). Die hohe P-Fracht der beiden Jahre von 54 und 77 t P/a (Daten NLWKN) ergäbe für das Seston einen P-Anteil von 2,24 %, wobei ein nicht unerheblicher Anteil von $\text{PO}_4\text{-P}$ und organischem P vor allem aus dem Bornbacheinzugsgebiet in dieser P-Fracht enthalten ist. Da in Biomasse ein Anteil von ca. 1 % Phosphor erwartet werden kann (Redfield-Ratio), ist der abgeschätzte P-Anteil an der Sestonfracht und die Bedeutung des Sestons für die Sedimentation von Phosphor durchaus plausibel. Ähnliche Verhältnisse liegen bei der 2002 bis 2010 erfolgten Messung von TOC (*Total Organic Carbon*) in der Hunte mit einem arithmetischen Mittel von 14,0 mg TOC/L vor (Daten NLWKN). Der Vergleich mit der Sestonfracht zeigt, dass die partikuläre Fracht der Hunte hauptsächlich aus organischer Substanz stammen dürfte.

Auch 2012 hat die P-Modellierung des Einzugsgebietes ergeben, dass die Phosphorfracht wegen der partikulären Erosion im Einzugsgebiet zu einem hohen Grad Partikel-gebunden ist (Scheer pers. Mitt., Scheer *et al.* 2012a). Zwar sind auch noch andere Phosphorbindungsformen im Wasser der Hunte vorhanden. Dennoch wird ein hoher Anteil des insgesamt im Wasser enthaltenen Phosphors durch die Abflussturbulenzen der Hunte transportiert.

Bei diesen Verhältnissen ist die vergleichsweise rasche Sedimentation des Partikel-gebundenen Phosphors im Versuchspolder verständlich. Damit erklärt sich auch die relativ zu anderen künstlichen Feuchtgebieten hohe Phosphorretention des Versuchsschilfpolders, die in Abb. 19 zu sehen ist.

Da sich durch die Umleitung des Bornbachs, der durch die Entwässerung der Moore einen höheren Anteil von gelösten (organischen und anorganischen) Phosphorverbindungen hatte, der Anteil des partikulär gebundenen Phosphors eher noch erhöht hat, ist zu erwarten, dass im geplanten Schilfpoldersystem zur Reinigung des Huntewassers durch die gute Sedimentierbarkeit des gebundenen Phosphors eine vergleichbar hohe oder sogar höhere Retentionsleistung wie im Versuchsschilfpolder erreicht wird.

Zusammenfassend wurden die gute Retentionsleistung des Versuchspolders und der damit zusammenhängende relativ hohe k-Wert mit dem hohen partikulären und gut sedimentierbarem Anteil von P erklärt. Der k-Wert für das k-C* Modell nach Kadlec & Wallace (2009) wurde aus den Daten des Versuchspolderbetriebes (Ripl, Feibicke *et al.* 1994) berechnet.

Unsicherheiten bei der Anwendung des k-C* Modells bestehen darin, dass die Wassertiefe im Polder - und im Zusammenhang damit die Wasseraufenthaltszeit - nicht in die Berechnungen eingeht. Streng genommen gilt der berechnete k-Wert im k-C* Modell nur für die gleiche mittlere Wassertiefe wie im Versuchspolderbetrieb (24,9 cm). Weiterhin ist fraglich, inwieweit die Geschwindigkeitskonstante k - in diesem Fall bestimmt aus einer relativ gleichförmigen Wasserbeschickung des Versuchspolders - auch für die Bemessung der Retentionsleistung von stark gepulst wirksamen Hochwasserereignissen geeignet ist (Kadlec & Wallace 2009). Eine solche Bemessung wäre für den Dümmer wichtig, weil die mit den Spätwinter- bis Frühjahrshochwässern transportierten Phosphorlasten entscheidend für die Entwicklung des Dümmers in der Vegetationsperiode sind.

Geschwindigkeitskonstante k in Abhängigkeit von der Wassertiefe

Da auch die Frage der Wassertiefe (Stauhöhe) im Polder entscheidend für den Vergleich zwischen den verschiedenen Ansätzen ist, wurde auch eine Berechnung der k-Werte des Versuchspolders nach der Wassertiefe im Polder vorgenommen. Die maximale Stauhöhe, bei der noch Messungen der

Phosphorbilanz im Versuchspolder vorlagen, lag bei 45,5 cm. Die Ergebnisse der Berechnung der k-Werte für verschiedene Wassertiefen sind in Tab. 21 aufgelistet.

Wassertiefe cm	mittlere Wassertiefe cm	k m/a	Anzahl n
0-10	7,2	1,1	49
10-20	18	57,6	177
20-30	25,7	80,5	518
30-40	34,2	106,4	163
40-50	44	(877)	5

Tab. 21: Berechnung der Geschwindigkeitskonstante k [m/a] nach Kadlec & Wallace (2009) für den Datensatz des Versuchspolderbetriebes 1990-1994 in Abhängigkeit von der Wassertiefe. Anzahl n der verwendeten Werte. (Daten: Rippl, Feibicke *et al.* 1994; Feibicke, pers. Mitt., verändert)

In der Klasse 0-10 cm war die P-Ablaufkonzentration oftmals höher als die P-Zulaufkonzentration, woraus ein geringer, teilweise negativer k-Wert resultiert. Dies ist durchaus plausibel, da bekannt ist, dass Phosphor nach Phasen der Austrocknung aus künstlichen Feuchtgebieten freigesetzt werden kann. Da auch der Versuchspolder nicht vollständig eben war, könnte es bei geringen Wasserständen in einigen Teilen des Polders bereits zu Phosphorfreisetzungen gekommen sein, welche die Erhöhung der P-Ablaufkonzentration im Vergleich zur P-Zulaufkonzentration bewirkt haben könnten. In den restlichen Klassen lag der berechnete k-Wert zwischen 57,6 m/a (10-20 cm Wassertiefe) und 106,4 m/a (30-40 cm Wassertiefe). Die Ergebnisse der Klasse 40-50 cm waren nicht verwertbar, da die Berechnung nur auf 5 Tageswerten beruht. Es muss angemerkt werden, dass das eindeutige Ergebnis der Tab. 21 nur dadurch erreicht werden konnte, dass zunächst der k-Wert für Einzeltage errechnet wurden und dann der Mittelwert gebildet wurde. Beim umgekehrten Rechenweg (Mittelung von Phosphorkonzentrationen und hydraulischer Belastung, danach Berechnung des k-Wertes) ergab sich kein linearer Zusammenhang zwischen k und Wassertiefe.

Dies muss als Hinweis gewertet werden, dass alle Parameter hohe Varianzen aufweisen und die Ergebnisse der Berechnungen eher als grobe Näherungswerte verstanden werden können.

Der Zusammenhang zwischen der Geschwindigkeitskonstanten k und der Wassertiefe ist nach Kadlec & Wallace (2009) (D.3)

$$k = k_v \cdot h_F \quad (D.3)$$

k = flächenhafte Geschwindigkeitskonstante [m/d]

k_v = volumetrische oder Raum-Geschwindigkeitskonstante [/d]

h_F = Wassertiefe/Stauhöhe im Feuchtgebiet [m]

Anders als die Formel (D.3) nahelegt, handelt es sich nicht um eine lineare Beziehung über einen weiten Bereich. In einer gründlichen Diskussion zur Herangehensweise an die Dimensionierung von Freiwasserfeuchtgebieten zeigt Keller (2009), in Anwendung des DMSTA-Programms von Walker & Kadlec (2005), dass die Geschwindigkeitskonstante k von 0 bis 40 cm Wassertiefe linear ansteigt, bei 40 bis 100 cm ihr Maximum erreicht und konstant ist, und oberhalb von 100 cm Wassertiefe wieder abfällt. Bei 20 cm Wassertiefe ist k halb so groß wie ihr Maximum zwischen 40 und 100 cm. (Keller 2009). Für die Anwendung zur Dimensionierung des Schilfpoldersystems wurde deshalb für Wassertiefen unter 40 cm der Mittelwert der Geschwindigkeitskonstanten für 10-20 und 20-30 cm Wassertiefe von $k = 69$ m/a und für Wassertiefen über 40 cm der doppelte Wert von $k = 138$ m/a verwendet.

Erhöhte Geschwindigkeitskonstante k nach Neueinrichtung eines künstlichen Feuchtgebietes

In einem Artikel über das Everglades Projekt schreibt Kadlec (2006), dass in einem künstlichen Feuchtgebiet am Houghton Lake (MI, USA) nach dessen Anlage zunächst eine sehr hohe Geschwindigkeitskonstante von 120 m/a bestimmt wurde, die nach einigen Jahren auf 12 ± 4 m/a abfiel. Um auszuschließen, dass ein ähnliches Phänomen in der Dümmerniederung südlich des Dümmers auftreten wird, wurden die Daten des Versuchspolderbetriebs mit der Zeit ausgewertet (Tab. 22).

Jahr	k m/a	k m/d	n
1990	54,8	0,1500	234
1991	82,89	0,2269	115
1992	45,98	0,1259	206
1993	98,85	0,2706	143
1994	129,63	0,3549	214

Tab. 22: Bestimmung der Geschwindigkeitskonstanten k aus dem Datensatz des Versuchsschilfpolders für die einzelnen Jahre 1990 bis 1994 (Daten Ripl, Feibicke *et al.* 1994; Feibicke, pers. Mitt.)

Dabei zeigte sich, dass die geringsten k -Werte 1990 und 1992, die höchsten dagegen 1993 und vor allem am Ende des Versuchspolderbetriebes 1994 erreicht wurden. Dieser Trend spricht dagegen, dass es sich bei den relativ hohen k -Werten der P-Retention im Versuchspolder um einen Effekt der Neuanlage des Versuchspolders auf einem relativ stark P-bindendem Boden gehandelt hat.

Verwendung des Modells

Bei der Berechnung der Phosphorretention nach dem k - C^* Modell zur Dimensionierung des Schilfpoldersystem zeigten sich Schwächen in den Bereichen, in denen von dem Modell bei hohen P-Zuflusskonzentrationen eine hohe relative P-Retention erwartet wird. Diese Schwäche des Modells ist bekannt (Kadlec & Wallace 2009), weshalb die Einzelergebnisse des Modells hier nicht dargestellt werden und stattdessen das erweiterte P- k - C^* Modell (Kadlec & Wallace 2009) (siehe folgendes Kapitel) verwendet wird.

6.5.3 Methode der Dimensionierung der Poldergröße nach P- k - C^* Modell (Kadlec & Wallace)

Das k - C^* Modell nach Kadlec & Wallace (2009) lässt sich über die Einführung eines P-Wertes erweitern. Der P-Wert oder „apparent TIS Number“ (etwa „scheinbare Anzahl von Becken in Serie“) kann genutzt werden um Steigerungen der Retentionsleistung durch verbesserte Hydraulik, durch ein verbessertes Längen/Weiten-Verhältnis der Polder und durch die Kompartimentierung zur Vergleichmäßigung des Wasserflusses zu erfassen und damit für die Berechnung und Planung zugänglich zu machen. Der P-Wert wird oft auch als „PTIS“ bezeichnet. Bei den Berechnungen zur Planung des Schilfpoldersystems am Dümmers wurden mit dem P- k - C^* Modellen regelmäßig höhere P-Retentionsleistungen erreicht als mit dem einfachen k - C^* Modell mit einem Becken ($nTIS = 1$). Deshalb wurde das P- k - C^* Modell als Standardmethode für die Dimensionierung gewählt.

Die Formel für das P- k - C^* Modell lautet (Kadlec & Wallace 2009) (D.4):

$$\frac{(C - C^*)}{(C_i - C^*)} = \left(1 + \frac{k}{P \cdot q}\right)^{-P} \quad (\text{D.4})$$

C = Konzentration im Ablauf [g/m^3]

C_i = Zuflusskonzentration [g/m^3]

C^* = Hintergrundkonzentration [g/m^3]

h_F = Wassertiefe/Stauhöhe im Feuchtgebiet [m]

k = Flächen-Geschwindigkeitskonstante 1. Ordnung [m/d]

P = apparent number of TIS - Tanks in Series, dimensionslos

q = hydraulische Belastung ($= h_F / \tau$) [m/d]

τ = theoretische Wasseraufenthaltszeit [d]

Die Auflösung der Formel (D.4) nach C ergibt die gesuchte P-Ablaufkonzentration. Wenn der Parameter $PTIS$ unbekannt ist, empfehlen Kadlec & Wallace (2009) die Verwendung eines mittleren $PTIS$ von 3,4. Um kein Risiko einzugehen, wurde für die hier gewählte Poldergeometrie mit zwei Einzelpoldern in Serie und zusätzlichen Rinnen quer zur Fließrichtung ein $PTIS$ von 2,5 angenommen.

Die Ergebnisse der Berechnungen werden in der Zusammenschau mit den anderen relevanten Modellergebnissen in Kap. 6.5.6 diskutiert.

6.5.4 Methode der Dimensionierung des Schilfpoldersystems nach Regressionsformel für den Versuchspolder (Ripl, Feibicke *et al.* 1994)

Eine weitere mögliche Grundlage zur Dimensionierung von Poldern bilden die Ergebnisse des Versuchspolderbetriebes von Ripl, Feibicke *et al.* (1994). Der Versuchspolderbetrieb erfolgte 1990 bis 1994 und hatte u.a. die Bemessung der Retentionsleistung eines Schilfpolders zum Ziel. Bei dem insgesamt von vielen Messausfällen und Problemen bei der Etablierung geprägten Betrieb des Versuchspolders wurden zuletzt die Messergebnisse zu Wochenmittelwerten der Hydrologie und der Zu- und Abflussfrachten aggregiert. Diese Daten wurden auch zur Ermittlung der Geschwindigkeitskonstanten k im Kap. 6.5.2 verwendet.

Im Bericht Ripl, Feibicke *et al.* (1994) wurden die Daten zu einem empirischen Modell der Phosphorretention verrechnet, bei dem die relative P-Retention als Lastanteil in Abhängigkeit von der Ges-P-Konzentration im Zulauf und der Wasseraustauschrate im Polder abgeschätzt wird:

$$\text{Ret}_{\text{rel-P}} = -74,68 - 15,95 \cdot C_{\text{PZu}} + 38,48 \cdot U \quad (\text{DV.1})$$

$\text{Ret}_{\text{rel-P}}$ = relative Phosphor-Retention als Lastanteil
(Anteil an der Zulauffracht) [% P-Last]

C_{PZu} = Ges-Phosphorkonzentration im Polderzulauf [mg Ges-P/L]

U = Wasseraustauschrate im Polder [1/d]

$N = 47$ (Anzahl der Wertetripel)

$R = 0,87$ (Korrelationskoeffizient)

$B(C_{\text{PZu}}) = -0,054$ (partieller Korrelationskoeffizient)

$B(U) = 0,843$ (partieller Korrelationskoeffizient)

Mit dieser Formel (DV.1) wurde die P-Retention auf monatlicher Basis für die geplanten Varianten des Schilfpolders in den Gutachten und Planungen von Ripl, Feibicke *et al.* (1994), StAWA Sulingen (1997) und Feibicke (1996) berechnet.

Wie bereits in Kap. 6.5.2 dargelegt, lag die maximale Wassertiefe bei den Messungen im Versuchsschilfpolder bei 45,5 cm. Die Regressionsformel liefert jedoch Ergebnisse auch für größere Wasser-

tiefen, welche jedoch fragwürdig sind. Bei der Berechnung verschiedener Varianten zeigte sich, dass die Ergebnisse in manchen Bereichen nicht mehr plausibel waren. So war es z.B. nicht möglich, einen Schilfpolder für die Behandlung des Wassers aus der Elze zu konzipieren. Die Elze liefert etwa 1/5 der Wassermenge der Hunte, allerdings bei höheren P-Konzentrationen als in der Hunte. Für eine P-Ablaufkonzentration von 0,066 mg P/L im März wurde nach der Regressionsformel eine Poldergröße von 50 km² benötigt, eine weitere Reduktion der P-Ablaufkonzentration war nicht möglich. Das P-k-C* Modell lieferte bereits ab 8 km² eine P-Ablaufkonzentration von 0,010 mg/L. Diese stellt die angenommene Hintergrundkonzentration dar, die theoretisch tatsächlich nicht mehr unterschritten werden kann.

Aus der Literatur ist bekannt, dass Regressionsformeln (und damit auch die Formel nach Rippl, Feibicke *et al.* 1994) zur Dimensionierung Probleme bereiten können, wenn eine hohe P-Retentionsleistung und eine P-Ablaufkonzentration in der Nähe der Hintergrundkonzentration benötigt werden (Kadlec & Wallace 2009). Da die Formeln für die Dimensionierung des Schilfpoldersystems am Dümmer genau diese Eigenschaften aufweisen sollten, wurde vorzugsweise mit dem P-k-C* Modell gearbeitet, bei dem diese Probleme nicht auftreten. Die Ergebnisse der Regressionsformel wurden zur Plausibilitätskontrolle mit ausgerechnet und in den Tabellen in Kap. 6.5.6 mit aufgelistet.

6.5.5 Methode der Dimensionierung nach Tageswerten der Polderbeschickung im Monat März

Die bisherigen Ansätze zur Dimensionierung des Schilfpoldersystems wurden mit Jahres- und Monatsmittelwerten vorgenommen. Die überproportionale Zunahme der Phosphorkonzentration bei kurzzeitigen Hochwasserspitzen während eines einzelnen Tages kann allerdings einen deutlichen Einfluss auf die P-Retention des Polders und die Ablaufkonzentrationen haben.

Daher wurde versucht, diese Einflüsse durch eine Verteilung der Tageswerte in dem für den Erfolg der Sanierungsmaßnahmen besonders kritischen Monat März abzuschätzen. Die Datenbasis der Jahre 2010/2011 ist für eine Auswertung der Verteilung im Monat März zu klein. Aus diesem Grund wurden die Tageswerte des Zeitraums 1990-2009 um den Anteil der Entlastung durch die Bornbachumleitung korrigiert. Dazu wurde der künftige Tagesabfluss mit dem Anteil der Einzugsgebietsfläche ohne den Bornbach (80,5 %) und das Tagesmittel der Phosphorkonzentration mit der in Kap. 6.4.3 abgeleiteten Reduktion auf 64 % multipliziert. Die Tageswerte der Jahre 2010 und 2011 für Abfluss und Phosphorkonzentration wurden unverändert einbezogen. Extremwerte der mittleren Phosphortageskonzentration über 2 mg/L wurden aus der Berechnung ausgeschlossen. Der Abschlag von Hochwasser über einer hydraulischen Belastung des Polders von 1,08 m/d wurde rechnerisch ebenfalls berücksichtigt, indem die überschüssige Wassermenge mit der Phosphorzulaufkonzentration multipliziert direkt als Ablauf aus dem Polder hinzugerechnet wurde.

Die Dimensionierung (Flächengröße) des Schilfpoldersystems wird im Zusammenhang mit den anderen Dimensionierungsansätzen in Kap. 6.5.6 diskutiert.

6.5.6 Ergebnisse der Dimensionierung eines Schilfpoldersystems nach Monatsmittelwerten und nach Tageswerten im Monat März

6.5.6.1 Szenarien der zukünftigen Reduktion von Phosphorkonzentration und -fracht in der Hunte

Im 16-Punkte-Plan (ML & MU 2011) wird u.a. geprüft, ob eine Verringerung der Phosphoreinträge aus dem Einzugsgebiet der Hunte z.B. durch Maßnahmen auf landwirtschaftlichen Flächen möglich ist. Als langfristiges Ziel wurde genannt:

„Abnahme der P-Konzentrationen und -frachten in den Oberflächengewässern um rund 30 % durch Gewässerschutzberatung und Maßnahmen auf den Flächen.“ (Seitz *et al.* 2012)

Für die vorliegenden Berechnungen wird dieses Szenario (Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“) durch einen 30-prozentigen Abzug von den Phosphorzulaufkonzentrationen abgebildet. Dieses Szenario wird im vorliegenden Bericht u.a. wegen der NEC-Richtlinie der EU (2001/81/EG) über nationale Emissionsmengen für bestimmte Luftschadstoffe als in absehbarer Zeit realisierbar angesehen. Die NEC-Richtlinie, welche im Rahmen der Novelle der Luftqualitätsrahmenrichtlinie 2013 fortgeschrieben werden soll, kann im Rahmen der Umsetzung bundesweit u.a. auf eine zeitnahe Einarbeitung ausgebrachter Gülle in den Boden hinwirken. Diese Maßnahme würde auch auf den Phosphor wirken. Die vorrangig auf die Stickstoffproblematik ausgerichtete Strategie würde entscheidend dazu beitragen, die durch Erosion insbesondere im Frühjahr bewirkten Eintragungsspitzen an Phosphor in für die Entwicklung einer intakten Gewässerbiozönose besonders sensiblen Zeiträumen herabzusetzen.

Daneben wird ein Szenario „Null%-P-Reduktion“ ohne Abzüge von der Phosphorzulaufkonzentration verwendet.

6.5.6.2 Dimensionierung des Schilfpoldersystems nach arithmetischen Monatsmittelwerten

In diesem Kapitel werden Einzelergebnisse vorgestellt, die einen Überblick über jahreszeitliche Verteilung und die Variation der verschiedenen Szenarien der P-Reduktion geben. Für die letztendliche Dimensionierung und Frage der anzustrebenden Flächengröße des Schilfpoldersystem hat sich die Betrachtung von volumengewichteten Tageswerten im Monat März als wichtig erwiesen. Die Schlussfolgerungen und Empfehlung aus allen diesen Dimensionierungsansätzen sind in Kap. 6.5.8 (Empfehlungen zur Poldergröße - Zusammenfassende Bewertung der Ansätze zur Dimensionierung, S. 86) zusammenfasst.

6.5.6.2.1 Szenario „Null-%-P-Reduktion“ ohne Abzüge für Maßnahmen im Einzugsgebiet

Nach dem P-k-C* Modell benötigt man im Szenario „Null-%-P-Reduktion“ eine Schilfpolderfläche von $1,9 \text{ km}^2 + 0,05 \text{ km}^2$ für die unbehandelten Gräben, um im Monat März eine mittlere P-Ablaufkonzentration von $50 \mu\text{g/L}$ (arithmetisches Mittel) zu erreichen. Die hydraulische Effizienz des Schilfpolders wird mit dem Wert $PTIS = 2,5$ ausgedrückt, der einer Unterteilung in 2 aufeinanderfolgende Becken mit einem Längen/Breiten-Verhältnis von insgesamt etwa 4/1 und mehreren quer zur Fließrichtung laufenden Verteilungsgräben (vgl. Kap. 6.3) entspricht. Nach der Regressionsformel von Ripl, Feibicke *et al.* (1994) hat der gleiche Polder eine P-Ablaufkonzentration von $60 \mu\text{g/L}$, allerdings werden Verbesserungen der P-Retention durch eine verbesserte Hydraulik in der Regressionsformel nicht berücksichtigt. In allen anderen Monaten außer dem für den Sanierungserfolg weniger relevanten Monat Januar kann die maximale P-Ablaufkonzentration von $50 \mu\text{g/L}$ eingehalten werden. Die guten P-Retentionsleistungen in den Wintermonaten werden auch dadurch erreicht, dass die Wassertiefe im Polder durch Aufstau auf im Mittel bis zu 75 cm erhöht wird. Dadurch lassen sich auch in den abflussreichen Monaten mittlere theoretische Wasseraufenthaltszeiten von über 3 Tagen im Polder realisieren. Die Ergebnisse der Modellierung „Szenario Null-%-P-Reduktion“ sind in Tab. 23 aufgelistet.

Szenario Null-%-P-Reduktion				PTIS = 2,5		Fläche: 1,9 km ² + 0,05 km ² für Gräben		
Monat	Zufluss mm/d	Zufluss Mio m ³ / Monat	Zufluss m ³ /s	theoret. Wasser- aufent- haltszeit d	Wasser- tiefe im Polder m	P-Zufluss- konzent- ration mg P/L	Ripl, Feibicke <i>et al.</i> 1994 P-Ablauf- konzentration mg P/L	P-k-C* Modell P-Ablauf- konzentration mg P/L
Jan	231	13,53	5,05	3,3	0,75	0,255	0,084	0,079
Feb	202	11,93	4,45	3,7	0,75	0,173	0,057	0,050
Mrz	182	10,69	3,99	4,1	0,75	0,191	0,060	0,050
Apr	105	6,33	2,36	4,7	0,50	0,143	0,045	0,025
Mai	59	3,63	1,35	4,1	0,25	0,137	0,044	0,027
Jun	39	2,47	0,92	6,2	0,25	0,119	0,035	0,018
Jul	32	2,05	0,77	7,5	0,25	0,105	0,030	0,015
Aug	36	2,25	0,84	6,8	0,25	0,113	0,033	0,017
Sep	44	2,66	0,99	5,6	0,25	0,135	0,040	0,021
Okt	69	4,07	1,52	3,6	0,25	0,170	0,056	0,035
Nov	123	7,19	2,68	4,1	0,50	0,188	0,060	0,034
Dez	162	9,47	3,53	3,1	0,50	0,216	0,074	0,049
Mittel	107	6,36	2,37	4,73	0,44	0,162	0,052	0,035

Tab. 23: Ergebnisse der saisonalen Modellierung der Phosphorretention für das Szenario „Null-%-P-Reduktion“ (ohne Maßnahmen im Einzugsgebiet) mit Mittelwerten der hydrologischen Parameter, der Wassertiefe im Polder und der P-Bilanz. $PTIS = 2,5$. Fläche = $1,9 + 0,05 \text{ km}^2$. Monatswerte und Jahresmittel von hydrologischen Parametern (links), Wassertiefe im Polder (Mitte), sowie Phosphor-Zulauf- und Ablaufkonzentration. P-Zuflussfrachten modelliert für die Zeit nach der Bornbachumleitung. Modellierung nach Ripl, Feibicke *et al.* (1994) und Kadlec & Wallace (2009) (P-k-C* Modell). Daten NLWKN, verändert.

6.5.6.2.2 Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ für Maßnahmen im Einzugsgebiet

Nach dem P-k-C* Modell benötigt man im Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ eine Schilfpolderfläche von $1,3 + 0,05 \text{ km}^2$ (für unbehandelte Gräben), um im Monat März eine mittlere P-Ablaufkonzentration von $50 \mu\text{g/L}$ (arithmetisches Mittel) zu erreichen. Die hydraulische Effizienz des Schilfpolders wird mit dem Wert $PTIS = 2,5$ ausgedrückt, der einer Unterteilung in 2 aufeinanderfolgende Becken mit einem Längen/Breiten-Verhältnis von insgesamt etwa 4/1 und mehreren quer zur Fließrichtung laufenden Verteilungsgräben (vgl. Kap. 6.3) entspricht. Nach der Regressionsformel von Rippl, Feibicke *et al.* (1994) hat der gleiche Polder eine P-Ablaufkonzentration von $49 \mu\text{g/L}$. Hier zeigt sich, dass die Regressionsformel viel stärker auf eine Verringerung der P-Zulaufkonzentration reagiert. In allen anderen Monaten außer dem für den Sanierungserfolg weniger relevanten Monat Januar kann die maximale P-Ablaufkonzentration von $50 \mu\text{g/L}$ eingehalten werden. Die guten P-Retentionsleistungen in den Wintermonaten werden auch dadurch erreicht, dass die Wassertiefe im Polder durch Aufstau auf im Mittel bis zu 75 cm erhöht wird. Dadurch lassen sich selbst in diesem kleineren Polder in den abflussreichen Monaten theoretische Wasseraufenthaltszeiten von über 2 Tagen realisieren. Die Ergebnisse der Modellierung „Szenario Minus-30%-P-Reduktion“ sind in Tab. 24 aufgelistet.

Szenario 30%-P-Reduktion				PTIS = 2,5		Fläche: 1,3 km ² + 0,05 km ² für Gräben		
Monat	Zufluss mm/d	Zufluss Mio m ³ /Monat	Zufluss m ³ /s	theoret. Wasseraufenthaltszeit d	Wassertiefe im Polder m	P-Zuflusskonzentration mg P/L	Ripl, Feibicke <i>et al.</i> 1994 P-Ablaufkonzentration mg P/L	P-k-C* Modell P-Ablaufkonzentration mg P/L
Jan	336	13,53	5,05	2,2	0,75	0,179	0,071	0,077
Feb	296	11,93	4,45	2,5	0,75	0,121	0,047	0,050
Mrz	264	10,69	3,99	2,8	0,75	0,134	0,049	0,050
Apr	155	6,33	2,36	3,2	0,50	0,100	0,036	0,027
Mai	86	3,63	1,35	2,8	0,25	0,096	0,036	0,029
Jun	58	2,47	0,92	4,2	0,25	0,083	0,028	0,020
Jul	48	2,05	0,77	5,1	0,25	0,074	0,023	0,017
Aug	53	2,25	0,84	4,6	0,25	0,079	0,026	0,018
Sep	64	2,66	0,99	3,8	0,25	0,095	0,032	0,023
Okt	100	4,07	1,52	2,5	0,25	0,119	0,046	0,037
Nov	178	7,19	2,68	2,8	0,50	0,132	0,049	0,036
Dez	236	9,47	3,53	2,1	0,50	0,151	0,062	0,051
Mittel	156	6,36	2,37	3,22	0,44	0,113	0,042	0,036

Tab. 24: Ergebnisse der saisonalen Modellierung der Phosphorretention für das Szenario „Minus-30-Prozent-P-Reduktion“ (durch Maßnahmen im Einzugsgebiet) mit Mittelwerten der hydrologischen Parameter, der Wassertiefe im Polder und der P-Bilanz. $PTIS = 2,5$. Fläche = $1,3 + 0,05 \text{ km}^2$. Monatswerte und Jahresmittel von hydrologischen Parametern (links), Wassertiefe im Polder (Mitte), sowie Phosphor-Zulauf- und Ablaufkonzentration. P-Zuflussfrachten modelliert für die Zeit nach der Bornbachumleitung. Modellierung der P-Ablaufkonzentrationen nach Rippl, Feibicke *et al.* (1994) und Kadlec & Wallace (2009) (P-k-C* Modell). Daten NLWKN, verändert.

6.5.6.2.3 Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ für eine Poldergröße entsprechend der maximalen Fläche von Bauabschnitt P1

Der Bauabschnitt P1 (vgl. Kap. 9.1) ist ein in sich abgeschlossener Abschnitt, nach dessen Fertigstellung ein Betrieb des Schilfpoldersystems möglich wäre. Die dafür vorgesehenen Flächen liegen an der Kreisstraße 422 und sind zu einem großen Teil bereits in Landesbesitz. Die Nettopolderfläche beträgt 0,81 km². 0,05 km² davon gehen für die Anrechnung der unbehandelten Gräben (Schöpfwerk Meyerhöfen, Marler und Reiningen Graben) verloren. Die mittlere P-Ablaufkonzentration (Tab. 25) im Monat März beträgt 70 µg/L (arithmetisches Mittel) bzw. ca. 83 µg P/L (volumengewichtetes Mittel, vgl. Tab. 27). Als hydraulische Effizienz des Schilfpolders wird ein PTIS von 2,5 zugrundegelegt. Nach der Regressionsformel von Rippl, Feibicke *et al.* (1994) hat der gleiche Polder eine P-Ablaufkonzentration von 62 µg/L. In dem für den Sanierungserfolg wichtigen Monat März wird die maximale P-Ablaufkonzentration von 50 µg/L um 20 µg/L überschritten.

Szenario 30%-P-Reduktion				PTIS = 2,5		Fläche: 0,76 km ² + 0,05 km ² für Gräben		
Monat	Zufluss mm/d	Zufluss Mio m ³ / Monat	Zufluss m ³ /s	theoret. Wasser-aufenthaltzeit d	Wassertiefe im Polder m	P-Zuflusskonzentration mg P/L	Ripl, Feibicke <i>et al.</i> 1994 P-Ablaufkonzentration mg P/L	P-k-C* Modell P-Ablaufkonzentration mg P/L
Jan	573	13,53	5,05	1,3	0,75	0,179	0,093	0,104
Feb	504	11,93	4,45	1,5	0,75	0,121	0,060	0,068
Mrz	452	10,69	3,99	1,7	0,75	0,134	0,062	0,070
Apr	266	6,33	2,36	1,9	0,50	0,100	0,044	0,040
Mai	149	3,63	1,35	1,6	0,25	0,096	0,045	0,042
Jun	101	2,47	0,92	2,4	0,25	0,083	0,033	0,029
Jul	82	2,05	0,77	3,0	0,25	0,074	0,027	0,023
Aug	92	2,25	0,84	2,7	0,25	0,079	0,030	0,026
Sep	110	2,66	0,99	2,2	0,25	0,095	0,039	0,033
Okt	171	4,07	1,52	1,5	0,25	0,119	0,059	0,054
Nov	304	7,19	2,68	1,6	0,50	0,132	0,061	0,054
Dez	401	9,47	3,53	1,2	0,50	0,151	0,081	0,074
Mittel	267	6,36	2,37	1,88	0,44	0,113	0,053	0,051

Tab. 25: Ergebnisse der saisonalen Modellierung der Phosphorretention für das Szenario „Minus-30-Prozent-P-Reduktion“ (durch Maßnahmen im Einzugsgebiet) mit Mittelwerten der hydrologischen Parameter, der Wassertiefe im Polder und der P-Bilanz. PTIS = 2,5. Fläche = 0,76 + 0,05 km². Monatswerte und Jahresmittel von hydrologischen Parametern (links), Wassertiefe im Polder (Mitte), sowie Phosphor-Zulauf- und Ablaufkonzentration. P-Zuflussfrachten modelliert für die Zeit nach der Bornbachumleitung. Modellierung der P-Ablaufkonzentrationen nach Rippl, Feibicke *et al.* (1994) und Kadlec & Wallace (2009) (P-k-C* Modell). Daten NLWKN, verändert.

6.5.6.2.4 Berechnung für ein unterdimensioniertes Schilfpoldersysteme von 50 ha Nettopolderfläche

Ergänzend wurden auch noch ein mit 50 ha stärker unterdimensioniertes Schilfpoldersystem nach dem P-k-C* Modell berechnet (vgl. Tab. 26).

Fläche Schilfpoldersystem	0,5 km ² (incl. 5 ha für unbehandelte Gräben)
Szenario Null-%-P-Reduktion (keine P-Reduktion)	März: 0,125 mg P/L P-Ablaufkonzentration Jahr: 0,094 mg P/L P-Ablaufkonzentration
Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“	März: 0,089 mg P/L P-Ablaufkonzentration Jahr: 0,054 mg P/L P-Ablaufkonzentration

Tab. 26: Phosphorablaufkonzentrationen für eine Schilfpolderfläche von 0,5 km² für das Szenario „Null-%-P-Reduktion“ (ohne P-Reduktion aus dem Einzugsgebiet) und für das Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ aus dem Einzugsgebiet. P-k-C* Modell, PTIS 2,5, k=69 m/a (Nov-Apr) und k=138 m/a (Mai-Okt)

Auch bei diesen unterdimensionierten Schilfpoldersystemen kann die Zielsetzung, im Mittel im Frühjahr eine Ablaufkonzentration von 50 µg P/L aus dem Schilfpoldersystem zu erreichen, für den Monat März nicht erfüllt werden. Die Wahrscheinlichkeit, hier einen Sanierungserfolg zu verzeichnen, ist äußerst gering.

6.5.6.3 Dimensionierung des Schilfpoldersystems nach volumengewichteten Tagesmittelwerten im Monat März

Die Abschätzung für die Tageswerte im Monat März wurde ebenfalls für die zwei Szenarien der P-Zulaufkonzentration (Szenario „Null-%-P-Reduktion“ und „Minus-30%-P-Reduktion“) durchgeführt. Im Ergebnis erhält man dadurch eine hypothetische Verteilung der Wassermenge und der Phosphorfracht in den Dümmer, welche auf n=682 Einzel-Tageswerten beruht. Für diese Tageswerte wurden arithmetische und volumengewichtete mittlere Phosphorkonzentrationen für den Polderablauf berechnet und in Abhängigkeit von der Poldergröße in Tab. 27 dargestellt.

Nettofläche km ²	Szenario "Null-%-P-Reduktion"		Szenario "Minus-30%-P-Reduktion"	
	arithmetisches Mittel P-Ablaufkonzentration µg P/L	vol.-gew. Mittel P-Ablaufkonzentration µg P/L	arithmetisches Mittel P-Ablaufkonzentration µg P/L	vol.-gew. Mittel P-Ablaufkonzentration µg P/L
0,7	93	123	67	87
0,8	87	116	63	83
0,9	81	110	59	79
1	76	104	55	75
1,1	72	99	52	71
1,2	68	95	50	68
1,3	64	91	47	65
1,4	61	87	45	63
1,5	58	83	43	60
1,6	56	80	41	58
1,7	53	77	39	56
1,8	51	74	38	54
1,9	49	71	37	52
2	47	69	35	50
2,1	45	67	34	49
2,2	43	64	33	47
2,3	42	62	32	46
2,4	40	60	31	45
2,5	39	59	30	43
2,6	38	57	29	42
2,7	37	55	28	41
2,8	36	54	28	40
2,9	35	52	27	39
3	34	51	26	38
3,1	33	49	26	37

Tab. 27: Modellerte Tageswerte der Phosphor-Ablaufkonzentration aus dem Schilfpoldersystem im Monat März (1990-2011, n=682). Schilfpolder-Nettofläche. Abfluss und Phosphor-Zulaufkonzentration modelliert ohne Bornbach (1990-2009: 80,5 % des Abflusse und 64 % der P-Konzentration der Hunte). Phosphorablaufkonzentration mit Hochwasserabschlag bei hydraulischen Belastung des Polders über 1,08 m/d. Geschwindigkeitskonstante $k=138$ m/a, $PTIS=2,5$, Berechnung nach Kadlec & Wallace (2009). Erklärung der Farben im Text. Rohdaten NLWKN, Berechnung nach dem P-k-C* Modell.

Die Tab. 27 zeigt, dass die P-Konzentration im Polderablauf von 50 µg/L - je nach Betrachtung von arithmetischem Mittel bzw. volumengewichtetem Mittel - mit sehr verschiedenen Flächengrößen der Polder einhergeht. Legt man als Ziel die generell um etwa 40 % höheren volumengewichteten Mittelwerte zugrunde, benötigt man 66 % mehr Polderfläche als bei einer Bemessung mit den arithmetischen Mittelwerten.

Nachfolgend wird in einer vierstufigen Skala die Wahrscheinlichkeit für einen Sanierungserfolg des Dümmers näher bewertet (geringe, mittlere, gute, hohe Wahrscheinlichkeit für einen Sanierungserfolg). Es wird betont, dass sich diese Wahrscheinlichkeit nicht auf die Methode an sich bezieht, da die Sanierbarkeit des Dümmers mit Hilfe eines Schilfpoldersystems nicht in Frage gestellt wird. Vielmehr bezieht sich die Wahrscheinlichkeit ausschließlich auf die Antwort auf die Frage, inwieweit die für die Dümmersanierung eingesetzte Flächengröße als ausreichend für eine erfolgreiche Sanierung einzustufen ist.

Für die Wahrscheinlichkeit eines Sanierungserfolges wird hier nur mit den volumengewichteten P-Konzentrationen im Polderablauf argumentiert, da dies die Konzentration ist, die sich bei einer durchschnittlichen Aufenthaltszeit des Wassers im Dümmer von über einem Monat in etwa einstellen könnte.

Für die hohe Wahrscheinlichkeit eines Sanierungserfolges sollte beachtet werden, dass die Geschwindigkeitskonstante k im Rahmen eines neuen Schilfpolder-Versuchsbetriebes neu bestimmt wird (was beispielsweise bei einem stufenweisen Ausbau des Polders unproblematisch möglich wäre). Dies vorangestellt, sind die in der Tab. 27 genannten Zielgrößen der P-Ablaufkonzentrationen wie folgt im Hinblick auf die daran gekoppelte Wahrscheinlichkeit eines Sanierungserfolges zu bewerten:

- **rot**: geringe Flächengröße mit geringer Wahrscheinlichkeit für den Sanierungserfolg des Dümmers mit einem volumengewichteten Mittel der P-Ablaufkonzentration aus dem Schilfpoldersystem von ca. 80 µg/L im März,
- **orange**: mittlere Flächengröße mit mittlerer Wahrscheinlichkeit für den Sanierungserfolg des Dümmers bei einem volumengewichteten Mittel von ca. 65 µg/L im Ablauf des Schilfpoldersystems im März,
- **gelb**: mittlere bis hohe Flächengröße mit guter Wahrscheinlichkeit für den Sanierungserfolg bei einem volumengewichteten Mittel von ca. 50 µg/L im Ablauf des Schilfpoldersystems im März,
- **grün**: relativ hohe Flächengröße mit hoher Wahrscheinlichkeit für den Sanierungserfolg mit volumengewichtetem Mittel der P-Ablaufkonzentration von ca. 40 µg P/L im März und der Möglichkeit, die Geschwindigkeitskonstante k für die Berechnung der P-Retention in einem Versuchspolderbetrieb oder durch den Bau in Phasen neu zu bestimmen.

Eine mittlere Wahrscheinlichkeit des Sanierungserfolges wird im Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ mit einer Flächengröße von ca. 1,2 bis 1,3 km² erreicht. Bei der Jahresdimensionierung und der Berücksichtigung der Kompensation von nicht behandelten Gräben wird für die gleiche Zielsetzung eine Polderfläche von 1,35 km² (Nettofläche) angesetzt.

Im Nordosten der Optionsfläche II an die Kreisstraße angrenzend befinden sich größere Flächen bereits in Landesbesitz. Angesichts der leicht verfügbaren Flächen und des Konzepts zur Umsetzung der Baumaßnahme in Bauphasen (vgl. Kap. 9.1) ist es vertretbar, die Schilfpolderfläche in einem ersten Schritt auf die Bauphase 1 mit einer Nettopolderfläche von 0,81 km² zu begrenzen. Diese Poldergröße besitzt zwar eine vergleichsweise geringe Wahrscheinlichkeit für einen ausreichenden Sanierungserfolg im Dümmer - jedenfalls wenn eine Reduktion der Phosphorfracht in der Hunte von nur 30 % zugrundegelegt wird. Es bestehen jedoch über die angestrebten landwirtschaftlichen Maßnahmen hinaus weitere Möglichkeiten, gerade im für den Sanierungserfolg kritischen Monat März eine weitere Reduktion der Phosphorfracht zu erreichen (z.B. weiterer Abschlag in den Mittellandkanal oder in den Bornbach/Randkanal, Einrichtung von Retentionsflächen, Verlegung des Zeitpunktes der Gülleausbringung von Anfang März auf Mitte April, vgl. Kap. 6.6). Diese zusätzlichen Maßnahmen wurden bislang in ihrem Zusammenwirken für die Dimensionierung nicht berücksichtigt. Sollte es gelingen, diese Maßnahmen umzusetzen, könnte möglicherweise auch schon bei 0,81 km² Poldergröße ein Sanierungserfolg eintreten.

Die gewässerinternen Prozesse der Phosphorretention durch Sedimentation und -aufnahme in Aufwuchsorganismen, welche der Phosphoraufnahme in die Planktonalgen entgegenwirken und in ihrem Umfang noch näher zu untersuchen sind, könnten einen Sanierungserfolg in dieser Bauphase zusätzlich begünstigen.

Über den weiteren Baufortschritt sollte auf der Grundlage der Bewertung des parallel erfolgenden Monitorings entschieden werden. Das Sanierungsziel wäre nicht ausreichend erfüllt, wenn es trotz einer leichten Verbesserung des Dümmers weiterhin bei der Dominanz von Planktonalgen, allerdings

mit geringeren Biomassen bliebe, da dieser Zustand angesichts der hohen Varianz der P-Einträge in den Dümmen von Jahr zu Jahr als nicht stabil eingeschätzt wird.

Bereits in dieses Schilfpoldersystem sollte die Hunte mit eingeleitet werden.

Ein größerer Flächenbedarf ergibt sich hingegen, wenn auf das Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ mit einer hohen Wahrscheinlichkeit für einen ausreichenden Sanierungserfolg im Dümmen mit einer volumengewichteten P-Ablaufkonzentration aus dem Schilfpolder von 40 µg/L im März und der zusätzlichen Möglichkeit, die Geschwindigkeitskonstante k in einem neuen Versuchspolderbetrieb zu verifizieren, abgestellt werden würde. Erforderlich hierfür wären ca. 2,8 km² Polderfläche, bei Einbeziehung einer Kompensation für nicht behandelte Gräben ca. 2,9 km² Polderfläche (Nettopolderflächen).

Für das Szenario „Null%-P-Reduktion“ wird eine Polderfläche von 2,2 km² Nettopolderfläche plus 10 ha für die Kompensation nicht behandelter Gräben benötigt. Dies entspricht nur einer mittleren Wahrscheinlichkeit für einen Sanierungserfolg. Eine hohe Wahrscheinlichkeit für einen Sanierungserfolg ist in diesem Szenario mit der auf der Optionsfläche II zur Verfügung stehenden Fläche grundsätzlich nicht erreichbar.

6.5.7 Dimensionierung eines Versuchspolders für die Behandlung der Elze

Parallele Monatsstichproben der Phosphorkonzentration in der Hunte und der Elze im Jahr 2011 haben für die Elze etwas höhere Konzentration ergeben. Während in der Hunte Mittelwerte von 0,15 mg P/L (Schäferhof) und 0,16 mg P/L (oberhalb Elzemündung) bestimmt wurden, ergaben sich für die Elze 0,21 mg P/L bzw. 40 % mehr als an der Messstelle Hunte Schäferhof (Daten NLWKN). Eine Dimensionierung eines Schilfpoldersystems für einen ersten Bauabschnitt für die Behandlung allein der Elze ohne eine Einleitung der Hunte in das Schilfpoldersystem ergab eine Fläche von 0,55 km² (Szenario „Null%-P-Reduktion“ ohne Reduktion der Phosphorfracht aus dem Einzugsgebiet der Elze). Da der Phosphorgehalt in der Elze im März mit 0,33 mg P/L relativ hoch gewesen ist, wird in dieser Rechnung nur eine Konzentration von 0,091 mg P/L im Polderablauf erreicht.

Legt man für einen Polder zur Behandlung der Elze eine Nettofläche der Bauphase 1 (vgl. voriges und Kap. 9.1) von 81 ha zugrunde, erreicht man zwar im Polderablauf nach der Jahresdimensionierung im Monat März eine mittlere arithmetische P-Ablaufkonzentration von 61 µg P/L (vgl. Tab. 28). In der Hunte verringert sich die P-Konzentration durch den fehlenden Elze-Zufluss von 191 µg/L auf 158 µg/L. Als volumengewichteter Mittelwert der P-Konzentration aus Hunte ohne Elze und dem Polderablauf ergibt sich ein volumengewichteter Mittelwert von 139 µg/L als Zufluss in den Dümmen. Mit dieser P-Konzentration im März wäre ein Sanierungserfolg des Dümmers höchst unwahrscheinlich. Hinzu kommt, dass die als arithmetisches Mittel berechnete P-Ablaufkonzentration des gereinigten Elze-Wassers von 61 µg/L bei volumengewichteter Berechnung von Tageswerten (vgl. Kap. 6.5.5) vermutlich auf über 70 µg/L steigen würde, was die Belastung des Dümmers real nochmals steigern würde.

Szenario Elze, Null-%-P-Reduktion				PTIS = 2,5		Fläche: 0,81 km ²		
Monat	Zufluss mm/d	Zufluss Mio m ³ / Monat	Zufluss m ³ /s	theoret. Wasser- aufen- thaltszeit d	Wasser- tiefe im Polder m	P-Zufluss- konzent- ration mg P/L	Ripl, Feibicke <i>et al.</i> 1994 P-Ablauf- konzentration mg P/L	P-k-C* Modell P-Ablauf- konzentration mg P/L
Jan	94	2,40	0,90	6,3	0,60	0,270	0,073	0,060
Feb	90	2,28	0,85	8,9	0,80	0,290	0,073	0,061
Mrz	80	2,07	0,77	9,9	0,80	0,330	0,079	0,061
Apr	53	1,41	0,53	7,4	0,40	0,400	0,097	0,046
Mai	28	0,82	0,31	6,5	0,20	0,210	0,059	0,018
Jun	20	0,61	0,23	9,1	0,20	0,120	0,033	0,012
Jul	20	0,60	0,22	9,2	0,20	0,120	0,033	0,012
Aug	22	0,65	0,24	8,3	0,20	0,190	0,051	0,014
Sep	29	0,80	0,30	6,5	0,20	0,097	0,029	0,013
Okt	45	1,19	0,45	6,5	0,30	0,084	0,025	0,015
Nov	69	1,76	0,66	5,8	0,40	0,210	0,060	0,036
Dez	80	2,02	0,75	5,0	0,40	0,240	0,070	0,046
Mittel	53	1,38	0,52	7,45	0,39	0,213	0,057	0,033

Tab. 28: Ergebnisse der saisonalen Modellierung der Phosphorretention für die **alleinige Behandlung der Elze** und für das Szenario „Null-%-P-Reduktion“ (ohne Maßnahmen im Einzugsgebiet) mit Mittelwerten der hydrologischen Parameter, der Wassertiefe im Polder und der P-Bilanz. $PTIS = 2,5$. Fläche = $0,81 \text{ km}^2$. Monatswerte und Jahresmittel von hydrologischen Parametern (links), Wassertiefe im Polder (Mitte), sowie Phosphor-Zulauf- und Ablaufkonzentration. Modellierung nach Ripl, Feibicke *et al.* (1994) und Kadlec & Wallace (2009) (P-k-C* Modell). Daten NLWKN, verändert.

Es ist jedoch nicht sicher, ob die Geschwindigkeitskonstante k , welche aus dem Versuchspolderbetrieb für die Behandlung der Hunte mit Bornbach berechnet wurde, auch für das Wasser der Elze angewendet werden kann.

6.5.8 Empfehlungen zur Poldergröße - Zusammenfassende Bewertung der Ansätze zur Dimensionierung

In der Zusammenschau mit allen diskutierten Sanierungs- und Restaurierungsverfahren wird das zentrale Schilfpoldersystem, wie von Ripl (1983) vorgeschlagen, noch immer als die beste verfügbare Methode zur Sanierung des Dümmers angesehen. Mit einem ausreichend groß dimensionierten Schilfpoldersystem kann mit großer Sicherheit eine Verbesserung des Dümmers („Sanierungserfolg“) erreicht werden.

Wie groß genau das Schilfpoldersystem für einen Sanierungserfolg sein muss, ohne überdimensioniert zu sein, lässt sich dagegen nicht mit Sicherheit sagen. Das Schilfpoldersystem ist eine biologische Methode, auf deren Unsicherheiten in Bezug auf die Dimensionierung mehrfach hingewiesen wurde (z.B. bedingt durch die hohe Varianz der Phosphorkonzentrationen und -frachten in der Hunte von Jahr zu Jahr und von Tag zu Tag sowie die nicht exakt bekannte Geschwindigkeitskonstante k für die Dimensionierung nach dem P-k-C* Modell und nicht exakt bekannte P-Schwellenwerte im Ablauf des Schilfpolders für eine zuverlässige Reaktion/Verbesserung des Dümmers).

Es wurde die Angabe gemacht, dass sich mit einer Nettofläche von $2,9 \text{ km}^2$ und bei einer angestrebten P-Frachtreduktion in der Hunte von 30 % durch landwirtschaftliche Maßnahmen (Seitz *et al.*

2012) mit relativ großer Sicherheit ein Sanierungserfolg erreichen ließe (vgl. Kap. 6.5.6). Wahrscheinlich wäre jedoch ein derartiger Polder überdimensioniert.

Aus Kostengründen, wegen der geringen Flächenverfügbarkeit und aus pragmatischen Gründen (optimale rechteckige Lage eines Schilfpoldersystems in der Optionsfläche II) wird deshalb empfohlen, für die Umsetzung eine Netto-Poldergröße von 162 ha (Bruttofläche incl. Wirtschaftsfläche 212 ha + Zuleitung von der Elze ca. 3 ha) (vgl. Tab. 32, Kap. 9.1, vorläufige Planung) vorzusehen. Die Umsetzung erfolgt in Bauphasen. Sollte die Landwirtschaft das Ziel von 30 % Reduktion der P-Verluste von der Fläche übererfüllen und zusätzliche Entlastungen der P-Fracht durch weitere Abschläge in den Mittellandkanal, in den Bornbach/Randkanal oder durch fließgewässerbegleitende Retentionsräume realisiert werden können sowie auch der Dümmer sehr positiv auf geringe Entlastungen reagieren, könnte sich herausstellen, dass ein Sanierungserfolg schon nach der ersten Bauphase mit einer Nettopolderfläche von 81 ha eintritt. Wahrscheinlich wird der Sanierungserfolg aber erst bei einer Netto-Flächengröße von ca. 135 ha (pragmatisch bei 126 ha in Bauphase II) zu verzeichnen sein. Bei ungünstigen Bedingungen könnten aber auch die vollen 162 ha Nettopolderfläche (215 ha Bruttofläche) der dritten Bauphase für einen Sanierungserfolg notwendig werden.

Dass ein Sanierungserfolg eintritt, wenn nur die Elze in das Schilfpoldersystem eingeleitet wird, und die Hunte am Schilfpolder vorbeifließt, ist wegen der dann hohen prognostizierten P-Zuflusskonzentrationen zum Dümmer unwahrscheinlich. Wenn es bei der ersten Bauphase zu einer ausschließlichen Reinigung von Wasser aus der Elze kommt, könnte eine Übertragung der Retentionsleistung des Schilfpoldersystems auf die Reinigung des Wasser aus der Hunte Probleme mit sich bringen. Deshalb könnte hier in Erwägung gezogen werden, bei einer ersten Bauphase wenigstens einen Teil des Schilfpoldersystems über ein temporär betriebenes Schöpfwerk mit Wasser aus der Hunte zu beschicken.

Hohe Anstrengungen, die P-Fracht der Hunte vor dem Einlauf in das Schilfpoldersystem durch einen Mix von Maßnahmen zu verringern, beschleunigen den Sanierungserfolg und führen dazu, dass möglichst wenig Ressourcen (finanzielle Mittel, Fläche) für die Sanierung benötigt werden. Der Vorzug der gewählten Vorgehensweise liegt darin, möglichst effektiv die tatsächlich benötigte Poldergröße zur Realisierung kommen zu lassen und einen unnötigen *worst-case*-Ansatz in der Dimensionierung zu vermeiden.

Es ist zu beachten, dass der Sanierungserfolg durch ein Monitoring und durch eine limnologische Beurteilung abgesichert werden sollte. Hierüber ist zum Beispiel zu klären, ob es sich ggf. um ein Zufallsprodukt wegen geringer P-Frachten der Hunte in dem betreffenden Jahr handelt.

Dimensionierung nach dem P-k-C* Modell

Die Dimensionierung der notwendigen Polderfläche hängt maßgeblich von der Bestimmung der Geschwindigkeitskonstanten k , der Geschwindigkeitskonstante für die Phosphorretention, ab. Diese wurde zwar aus den Daten des Versuchsschilfpolderbetriebes vor 18 Jahren ermittelt, könnte aber heute aufgrund von Veränderungen der Phosphorfraktionen in der Hunte einer Modifikation bedürfen. Die kurzfristige Bestimmung eines aktuellen k -Wertes erscheint kaum möglich.

Die Veränderung des Anteils der Phosphorfraktionen könnte Auswirkungen auf die Größe der Geschwindigkeitskonstante k haben. Als Gründe für die Änderung der Anteile können gelten:

1. Veränderungen der Düngepraxis in der Landwirtschaft (verschiedene Anteile von Mineral- und Wirtschaftsdünger),
2. drastische Reduktion des Anteils von Phosphor aus kommunalen Kläranlagen,
3. Umleitung des Bornbaches mit seiner Phosphorfracht aus Mooren.

Der Zahlenwert für k ist im Falle des Versuchspolders im Vergleich zu anderen Freiwasserfeuchtgebieten relativ hoch (vgl. Diskussion in Kap. 6.5.2). Durch die Umleitung des Bornbaches, der eine große Menge von gelöstem, aus Mooregebieten stammendem Phosphor transportiert hat, könnte sich die Zusammensetzung der Phosphorfraktionen zwischen 1990-1994 und heute verändert haben. Damit ist nicht klar, ob die aus dem Versuchspolderbetrieb berechnete Geschwindigkeitskonstante k heute noch uneingeschränkt Gültigkeit hat.

Das P-k-C* Modell ist nicht eigens für die Berechnung von Tageswerten aufgestellt worden. Die Betriebszustände für die Poldermodellierung/-dimensionierung (z.B. hinsichtlich Wassertiefe im Polder, tägliche Schwankung der P-Zulaufkonzentration und -fracht) liegen zudem außerhalb des Bereichs der Kalibrierung durch den Versuchspolderbetrieb. Dadurch bestehen insgesamt Unsicherheiten in der Anwendung des Modells.

Zeitliche Verteilung der Phosphorretention

Eine Betrachtung der täglichen Verteilung der Phosphorretention ist bisher nicht vorgenommen worden. Dadurch sind allerdings Unsicherheiten in der Dimensionierung zu Tage getreten. Zwar werden die angestrebten Mittelwerte der Phosphorablaufkonzentration von $50 \mu\text{g/L}$ im Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ mit einer Poldergröße von $1,35 \text{ km}^2$ unterschritten. So werden im (arithmetischen) Jahresmittel 35 bzw. $36 \mu\text{g P/L}$ erreicht. Allerdings hat eine Analyse unter Berechnung der volumengewichteten P-Ablaufkonzentration auf Tagesbasis im Monat März gezeigt, dass im gesamten März auch volumengewichtet mittlere P-Konzentrationen von ca. $70 \mu\text{g/L}$ in den Dümmer gelangen können.

Die beschriebenen Konzentrationserhöhungen sind Folge davon, dass bei in allen Jahren auftretenden erhöhten Abflüssen oberhalb von ca. $2\text{-}5 \text{ m}^3/\text{s}$ schwierig zu behandelnde große Wassermengen mit überhöhter Phosphorkonzentration anfallen. Jedoch wurde keine Literaturstelle gefunden, bei der die Dimensionierung eines Schilfpolders über einen derart strengen Bezugsmaßstab in Form von volumengewichteten Mittelwerten oder gar Tageswerten vorgenommen wurde. Die Dimensionierung erfolgt vielmehr regelmäßig mit Mittelwerten (meist Jahresmittelwerten), wobei auf die Frage von arithmetischen und volumengewichteten Mittelwerten nicht eingegangen wird.

Das Gleiche gilt im Hinblick auf die jährliche Variation der Phosphoreinträge. Die extrem variable Jahresfracht von Wassermenge und Phosphor kann im Einzelfall dazu führen, dass in abflussarmen Jahren die Zielkonzentration von $50 \mu\text{g/L}$ im Zulauf zum Dümmer eingehalten wird, während der Mittelwert von $50 \mu\text{g/L}$ in abflussreichen Jahren deutlich überschritten wird. Mit der messbaren engen Korrelation von Abfluss und Phosphorfracht lässt sich jedoch in Zukunft wenigstens eine Aussage über die Variation von Jahr zu treffen.

Alle Ansätze zur Dimensionierung des Schilfpoldersystems wurden mit Mittelwerten - so auch bei der Phosphorfracht - vorgenommen. Geht man davon aus, dass Mittelwert und 50%-Perzentile etwa gleich groß sind, bedeutet dies, dass im Durchschnitt alle 2 Jahre eine höhere Belastung des Schilfpoldersystems und damit des Dümmers zu verkräften sind. Die sich hieraus ergebenden Konsequenzen für das Schilfpoldersystem und den Dümmer sind nachfolgend beschrieben.

Reaktion des Dümmers

Schwankungen im Phosphoreintrag treten durch die abflussabhängige Phosphorkonzentration in der Hunte auf. Die Reaktion des Dümmers auf diese Variationen ist schwer prognostizierbar. Grundsätzlich ist jedoch davon auszugehen, dass der Dümmer mit der Entwicklung von intakter Unterwasservegetation infolge der geplanten Polderfläche gegenüber der derzeitigen Situation eine zunehmend erhöhte „Pulsstabilität“ entwickelt und damit die in einzelnen Jahren erhöhte P-Einträge verkräften wird. Dazu trägt auch eine möglicherweise verstärkte Sedimentation und Festlegung des Phosphors in Aufwuchsorganismen bei, insbesondere wenn die Phosphorkonzentration im März langsam limitierend wird.

Fazit zum weiteren Vorgehen und zur Reduktion der P-Einträge im Monat März

Die Empfehlung der Ausführung des Baus des Schilfpoldersystems in Bauphasen wurde aus pragmatischen Gründen vorgenommen. Sie bezieht die bestehenden Möglichkeiten zur Nachsteuerung und Verringerung der P-Belastung des Polders durch weitere Maßnahmen mit ein. Erforderlich dafür ist jedoch ein Monitoring des Schilfpoldersystems (Zulauf/Ablauf) und des Dümmers.

Sofern sich hiernach eine unzureichende Phosphorretention im Polder in Verbindung mit einer unzureichenden Wasserqualität im Dümmers herausstellen sollten, wären geeignete Maßnahmen zur Gegensteuerung vorzusehen. Hierzu gehört in erster Linie eine Reduktion der P-Fracht in der Hunte im Monat März. Wie in Kap. 6.4.2 beschrieben, könnte dies allein durch die Verschiebung des alljährlichen Beginns der Gülleausbringung von Anfang März auf Mitte April erfolgen. Hierüber würde eine wesentliche Entlastung in diesem kritischen Monat erreicht werden, wodurch die Reaktion des Dümmers und die Phosphorretention im Schilfpoldersystem besonders effektiv verbessert werden könnten. Darüber hinaus kommt als weiterer Schritt die Ausweitung der Behandlung von Hochwasserwellen in Frage, da über diese ebenfalls überproportional hohe Phosphorkonzentrationen auftreten können. Auch der Abschlag von Hochwässern in den Mittellandkanal oder in den Bornbach/Grenzgraben und die Nährstoffretention in den Flussauen wären mögliche weitere Maßnahmen (vgl. Kap. 6.6 Verringerung der Nährstofffracht und Optimierung der Nährstoffretention).

Erst wenn diese Maßnahmen nicht durchführbar sein sollten, könnte einer unzureichenden Wirksamkeit des Schilfpolders in den ersten beiden Bauphasen aus wissenschaftlicher und technischer Sicht nur noch durch seine Vergrößerung begegnet werden.

Der Vorzug der gewählten Vorgehensweise liegt darin, möglichst effektiv die tatsächlich benötigte Poldergröße zur Realisierung kommen zu lassen und auf diese Weise einen unnötigen „worst-case“-Ansatz in der Dimensionierung zu vermeiden

6.6 Verringerung der Nährstofffracht und Optimierung der Nährstoffretention

Durch das Projekt „Landwirtschaftliche Beratung/Gewässerschutzberatung“ wird versucht, die Phosphorfracht in der Hunte in Zukunft zu senken. Die Abschätzung, dass sich die Phosphorfracht dadurch um 30 % senken lässt (Seitz *et al.* 2012), ist bereits in das Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ zur Dimensionierung des Schilfpoldersystems eingegangen. Darüber hinaus gibt es weitere Möglichkeiten der P-Frachtsenkung. Alle im Folgenden behandelten Maßnahmen zur P-Frachtsenkung sind noch nicht in die Dimensionierung des Schilfpoldersystems eingegangen.

Es wird betont, dass der Monat März der kritische Monat für die Füllung des Dümmers mit phosphorreichem Wasser ist, das dann über den Sommer für die planktische Primärproduktion zur Verfügung steht. Deshalb haben Maßnahmen von Februar bis April eine hohe Priorität und eine hohe Wirkung für eine weitere Verkleinerung der Fläche des Schilfpoldersystems zur Sanierung des Dümmers.

Gülleausbringung ab 15. April

Wie zuvor schon dargelegt, sollte zur Optimierung der Nährstoffretention im Einzugsgebiet der Zeitpunkt des Beginns der Gülleausbringung im Frühjahr in den April hinein verschoben werden. Der jetzige Beginn der Gülleausbringung am 01. März fällt noch mit hohen Abflüssen in der Hunte zusammen, so dass die Reinigung des dann hoch belasteten Wassers nicht optimal erfolgen kann. Wenn die Gülleausbringung erst ab 15. April möglich wäre, könnte der dann geringere Abfluss in der Hunte wesentlich besser im Schilfpolder „verarbeitet“ werden. Diese Maßnahme würde somit nicht unbedingt die Gesamt-Jahres-Phosphorfracht in der Hunte verkleinern, sondern ihre zeitliche Verteilung zum Vorteil einer wirksamen Reinigung im Schilfpoldersystem verändern.

Hochwasserabschlag in den Mittellandkanal bzw. in den Bornbach/Randkanal

Parallel wird in einem Projekt geprüft, ob eine Ableitung von Hochwassereignissen aus dem südlichen Einzugsgebiet in den Mittellandkanal möglich ist. Gerade eine Umsetzung der Maßnahme in den Monaten März (besser ab Februar) bis einschließlich April würde den kritischen Punkt der hohen Phosphorfrachten von Hochwasserwellen abmildern.

Hr. Steinrücke (Fa. PROAQUA, pers. Mitt., Steinrücke 2012) weist darauf hin, dass auch mit einem Abschlag von Wasser aus der Elze (incl. umgeleiteter Hunte) in den stillgelegten Teil des Bornbachs, von wo das Wasser über den Randkanal am Dümmmer vorbeifließen würde, eine erhebliche Entlastung erreicht werden könnte. Ohne die hydraulischen Möglichkeiten bislang geprüft zu haben, und ohne dass im laufenden Gutachten aus zeitlichen Gründen eine detaillierte Berechnung der Hydrologie eines solchen Abschlages in den Bornbach auf Basis der Verteilung von Tagesfrachten und ihrer Wirkung auf das Schilfpoldersystem möglich war, wird es für möglich gehalten, dass ein solcher Abschlag im März ca. $1 \text{ m}^3/\text{s}$ (ein Viertel des mittleren Abflusses von ca. $4 \text{ m}^3/\text{s}$) betragen könnte. Damit könnte das Schilfpoldersystem von einem Viertel seines Abflusses und seiner Phosphorlast befreit werden und könnte eine geringere P-Ablaufkonzentration erreichen.

Phosphorretention im Auenbereich

Das Gleiche gilt für neue Möglichkeiten der Phosphorretention im Auenbereich. Auch hier sind die Zielmonate für eine erhöhte P-Retention März (besser Februar) bis einschließlich April. Untersuchungen zu dieser Problematik werden von Steinrücke (Fa. PROAQUA, Steinrücke 2012) in dem Projekt „Machbarkeitsuntersuchungen zur Hochwasserrückhaltung“ erarbeitet.

Separate Behandlung von Hochwasserwellen

Die Ergebnisse der Trescon-Anlage zur stündlichen Messung der Gesamt-P-Konzentration am Schäferhof zeigen, dass bei einer Hochwasserwelle manchmal für kurze Zeit überproportional hohe Phosphorkonzentrationen auftreten (Makala, NLWKN-Sulingen, pers. Mitt.). Wenn es gelingt, diese hohen Konzentrationen gesondert zu behandeln, ist es möglich, die volumengewichtete Phosphorkonzentration im Polderauslauf zu senken und damit die Belastung des Dümmers ohne eine weitere Vergrößerung der Polderfläche zu verringern.

Die gesonderte Behandlung besteht in einer diskontinuierlichen Beschickung des Schilfpoldersystems. Am 05.01.2012 gab es eine Hochwasserwelle in der Hunte mit einem Hochwasserscheitel von ca. $18 \text{ m}^3/\text{s}$ (vgl. Abb. 6, S. 24). Innerhalb der Hochwasserwelle stieg die Phosphorfracht schnell von ca. $3 \text{ kg P}/30 \text{ min}$ auf ca. $35 \text{ kg P}/30 \text{ min}$ (Abb. 6, S. 24), um dann langsam wieder abzuflachen. Der wesentliche Teil der Phosphorwelle dürfte in 24 h durchgelaufen sein. Wenn der Wasserstand im Schilfpoldersystem bei derartigen Abflussereignissen exakt gesteuert auf 1,0 bis 1,2 m angehoben würde, läge die theoretische Aufenthaltszeit bei diesen Verhältnissen bei ca. 1 Tag. Wenn das Hochwasser mit der hohen Phosphorkonzentration bis zu einem Maximum von $1,08 \text{ m}/\text{d}$ in den Schilfpolder geleitet würde, und der Schilfpolder dann mindestens 2 Tage nicht beschickt würde, könnte der Phosphorpeak gut im Polder behandelt werden und der vermutlich hauptsächlich partikulär gebundene Phosphor aussedimentieren.

Die Steuerung eines solchen Ereignisses sollte entweder über die Trescon-Anlage oder über eine Trübungsmessung kombiniert mit der Abflussmessung möglich sein. Wahrscheinlich wird die erhöhte Phosphorfracht mit einer unvermittelten Erhöhung der Trübung im Wasser einhergehen. Da die Trescon-Anlage noch nicht sehr lange in Betrieb ist, müsste zur Aufstellung einer entsprechenden Steuerungsanweisung eine längere Zeitreihe der Phosphormessungen ausgewertet werden.

In Hunte und Schilfpoldersystem müsste die entsprechende Sensorik und Steuerung (Abflussmessung, Phosphormessung, Trübungsmessung, Steuerung der Abflüsse des Schilfpolderbypasses, Steuerung

des Zuflusses zum Polder und des Wasserstands im Polder) entsprechend vorhanden sein und programmiert werden.

6.7 Geeignete Pflanzenarten und Schilfanpflanzung

Das Schilfpoldersystem soll mit geeigneten Feuchtgebietspflanzen bepflanzt werden.

6.7.1 Röhrichtbildner

Röhrichtpflanzen gehören zu den Sumpfpflanzen (*Helophyten*), die auf wassergesättigten, teilweise überstauten oder permanent überfluteten Böden auch unter anaeroben Bedingungen im Wurzelraum lebensfähig sind. An diese Extremstandorte sind nur wenige Pflanzenarten angepasst. Bei geringem Wasserangebot ist eine vermehrte Konkurrenz durch Arten trockenerer Standorte, z.B. Weiden (*Salix spec.*) oder Hochstaudenfluren wie Brennnessel (*Urtica dioica*) möglich (LLUR 2011).

Röhrichte sind daher Vertreter von Pflanzenarten in Feuchtgebieten mit mindestens zeitweiser Wasserbedeckung. Sie befinden sich entsprechend im Übergangsbereich zwischen aquatischen und terrestrischen Ökosystemen und werden von beiden beeinflusst (Wissing & Hofmann 2002).

Die zeitweise schlechte Sauerstoffversorgung im Boden wird von Helophyten hauptsächlich durch ein Luftkanalsystem (Aerenchym) kompensiert, das Blätter, Halm und Wurzeln miteinander verbindet. Sauerstoff gelangt hierbei aus der Luft über die Blätter und den Halm in das Rhizomsystem. Während ein Teil für die Wurzelatmung verwendet wird, geben die Rhizomwurzeln den anderen Teil an die Umgebung ab, wo er zur „Entgiftung“ der Rhizosphäre durch Oxidation von pflanzentoxischen Stoffen (z.B. gelöste Schwermetalle, Schwefelwasserstoff) beiträgt. Bei dieser für die Pflanze lebensnotwendigen Sauerstoffabgabe erfolgt eine Art „Ventilation“ von jungen zu alten Halmen über das Rhizomsystem. Dies funktioniert auch im Winter, da selbst in abgestorbenen Halmen bei Wind diese Ventilation erfolgen kann (Wissing & Hofmann 2002).

Neemann (2000) führt hierzu am Beispiel des Schilfs näher aus, dass trockenere Außenluft durch die Spaltöffnungen der Blattscheiden sowie der Knoten in die Halme einströmt und durch noch nicht verschlossene Öffnungen von abgebrochenen oder porösen Halmen und Stoppeln aus dem Rhizom-Wurzelsystem wieder in die Atmosphäre ausweicht. Der Sog aus dieser Entlüftung treibe die Luft aus den oberirdischen Halmen in die unterirdischen Rhizome. Lebende grüne Halme funktionierten als Influx-, poröse abgestorbene (vor allem Stoppeln) als Efflux-Halme. Neemann empfiehlt daher, im Herbst zumindest einige abgestorbene Halme zur Verbesserung des Gastransportes abzuknicken.

Der wesentliche Röhrichtbildner ist das Schilf, das zu den Süßgräsern (Poaceae) gehört. Daneben können u.a. auch Rohrkolben, Wasserschwaden und Rohrglanzgras im tieferen Wasser und auf grundwassernahen Standorten dichte Bestände bilden. Pflanzengesellschaften mit Dominanz von Sauergräsern und Binsengewächsen (Seggen, Binsen) werden dagegen in der Pflanzensoziologie als Ried bezeichnet. Umgangssprachlich wird dieser Begriff oft synonym für Röhricht verwendet.

Nachfolgend wird eine Kurzübersicht über einige klassische Vertreter der Süß- und Sauergräser auf sehr feuchten Standorten und hierauf aufbauend eine Empfehlung der für den Polder geeigneten Pflanzenarten - einschließlich von Hinweisen zur Anlage, Pflege und Entwicklung der Polderfläche - gegeben. Bei der Empfehlung von geeigneten Pflanzenarten wird auch auf die mögliche Rolle der Wasserpflanzen (Hydrophyten, submerse Makrophyten), d.h. Pflanzen mit Schwimmblättern oder Pflanzen mit untergetauchten Blättern, im Schilfpoldersystem eingegangen.

Den Aussagen zu den Standortansprüchen der einzelnen Arten hinsichtlich der Nährstoffversorgung (insbesondere an Stickstoff), den pH-Wert, den Salzgehalten des Bodens oder der Temperatur-, Licht- und Feuchtigkeitsverhältnisse sowie der Dominanz liegen dabei die diesbezüglichen Zeigerwerte nach Ellenberg *et al.* 1991, tabellarisch für ausgewählte Arten dargestellt in Wissing & Hofmann (2002) zugrunde.

Schilf

Das Schilf ist als Wechselwasserzeiger optimal an schwankende Wasserstände angepasst. Es wird meist bis zu 3 m hoch (LLUR 2011).

Seine maximale Besiedlungstiefe im Wasser liegt meist bei 1,2-2 m, in Ausnahmen auch darüber. Die Pflanzen sind im Vergleich zu anderen Sumpfpflanzen besonders tolerant in Bezug auf Wasser- und Nährstoffversorgung, den pH-Wert des Substrates, Salzgehalte sowie Temperaturschwankungen. Neben Mineralbodenstandorten werden auch organische Böden besiedelt. Dichte aquatische Schilfröhrichte findet man zumeist auf Standorten mit guter Nährstoffversorgung, während sich in nährstoffarmen Gewässern nur schütterere Bestände ausbilden (LLUR 2011). Die Art gilt hinsichtlich des Dominanzverhaltens nach Ellenberg *et al.* (1991) im Gegensatz zu den übrigen von ihm betrachteten Sumpfpflanzenarten als immer vorherrschend.

Schilf kann sich durch Samen oder unterirdische Sprossachsen, den Rhizomen, fortpflanzen. Es ist die einzige Art der Süßgräser, die mit den Rhizomen waagrecht oder senkrecht durch die Sedimente wachsen und dabei den Boden bis zu über 2 m tief durchwurzeln kann. Nach Literaturangaben wurden in einer Pflanzenanlage im Mittel 1.802 Wurzeln und 47 Rhizome mit einem mittleren Durchmesser von 9.5 bis 13.1 mm/m² Durchströmfläche gezählt, ohne dass die Menge der für die Reinigung relevanten Haarwurzeln und Wurzelhärchen erfasst ist (Wissing & Hofmann 2002).

In Deutschland beginnen die Schilfhalme im April aus Knospen der Rhizome auszuwachsen, die im vorhergehenden Herbst angelegt wurden. Im August erscheinen die Blütenstände, die der Wind bestäubt. Bis zum November werden in den Blütenständen Samen gebildet, die im nächsten Frühjahr auf trockenfallenden Bereichen keimen können. Recht große Schilfbestände können auf eine einzige Samenkeimung zurückgehen, die auf nicht vom Wasser überstauten, jedoch durchfeuchtetem Substrat stattfindet. Längere Überschwemmungen nach der Samenkeimung werden von den Keimlingen nicht überstanden (LLUR 2011). Bei der Keimung entwickeln sich zunächst Wurzeln, die sich im Boden verankern. Nach 5-6 Tagen bildet sich aus dem Spross das erste Laubblatt. Nach drei Monaten hat die Pflanze bereits eine Höhe von ca. 20-40 cm (<http://www.hiss-reet.de/wissen/schilfaufbau.html>, 04.07.2012).

Da die Schilfblätter unter Wasser keine Photosynthese betreiben können und bei längeren Überflutungen absterben, müssen wasserständige Schilfhalme unter Verbrauch von Reservestoffeinlagerungen rasch die Wasseroberfläche erreichen. Die während der Vegetationsperiode gebildeten Halme sterben im Winter ab. In Stängeln und Blättern gespeicherte Reservestoffe werden zuvor in die Rhizome verlagert. Die Althalme können noch bis zu zwei Jahren erhalten bleiben und tragen zur Belüftung unterirdischer Pflanzenteile bei (Wissing & Hofmann 2002).

Im Winter wachsen die Rhizome unter der frostschtzenden Wasserschicht mit Hilfe der von den Blättern erzeugten und in die Rhizome abgelagerten Reservestoffe (Stärke, Zucker) weiter und bildet neue Rhizomteile, aus denen bis zu 2 m hohe Halme entstehen. Im dritten Jahr blühen einige der am besten entwickelten Halme von bis zu 3 m Höhe (Rodewald-Rudescu 1974). Allein aus einem gekeimten Samen können in vier Jahren 300 m² Schilfrohrfläche entstehen (Rodewald-Rudescu 1974). Die ältesten Rhizomteile sterben spätestens nach 7-10 Jahren ab, wobei ihre Aktivität auf die neu gebildeten Rhizomteile übergeht. Insofern ist Schilf an einem Standort theoretisch unbegrenzt langlebig (Rodewald-Rudescu 1974).

Frisch geschnittene Pflanzen oder Schilfhalme mit Beschädigungen reagieren empfindlich auf einen Wassereinstau, da über das Luftleitgewebe Wasser in die Rhizome eindringen und nachfolgend zu Fäulnis führen kann (Geller & Höner 2003).

Zur Anlage von Schilf lässt sich dieses generativ über Samen oder vegetativ über Halmstecklinge oder Rhizomabschnitte vermehren. Die Samenvermehrung galt bis in die Nachkriegszeit als schwierig, ist aber seit Bittmann (1953, nach Wissing & Hofmann 2002) weitgehend geklärt. In der Natur findet die Samenvermehrung zwar eher selten statt, da der gekeimte Samen bei der geringsten Wasserstandserhöhung oder bei Wellenschlag aus dem Boden gerissen wird und der zukünftige Halm sein Wachstum ggf. nicht im feuchten Schlamm ohne Überschwemmung fortsetzen kann (Rodewald-Rudescu 1974). Jedoch können insbesondere die hinsichtlich des Wasserstandes benötigten Aufwuchsbedingungen bei Schilfpoldern gewährleistet werden, so dass hier die Samenvermehrung eine geeignete Möglichkeit der Schilfanlage darstellt (vgl. Kap. 6.7.3).

Die Blätter und Halme des Schilfs werden u.a. von Wasservögeln gefressen.

Rohrkolben

Als Rohrkolbenarten treten in Deutschland in größeren Dominanzbeständen an Seeufern der Breitblättrige Rohrkolben (*Thypha latifolia*) und der Schmalblättrige Rohrkolben (*Typha angustifolia*) auf.

Rohrkolben wächst 1 bis 2 m hoch. Er verjüngt sich erfolgreicher als Schilf durch Samen und kann z.B. im Gewässer beim Freifallen von Schlammhängen dichte Rasen bilden (LLUR 2011). Er bildet jedoch Rhizome, die sich eher flach ausbreiten. Im Vergleich zum Schilf hat der Rohrkolben zudem ein geringeres Wurzelwachstum und ist empfindlicher gegenüber Feuchtigkeitsschwankungen. Bei Mischpflanzungen mit Schilf oder Binse lässt sich der Rohrkolben außerdem leicht verdrängen (Geller & Höner 2003, Wissing & Hofmann 2002). Die geringe Toleranz gegenüber Wasserstandsschwankungen ist dadurch belegt, dass insbesondere der Breitblättrige Rohrkolben zwar bei ausreichender Feuchtigkeit große Bestände bilden kann, die aber bei Feuchtigkeitsmangel rasch wieder zusammenbrechen (Wissing & Hofmann 2002). Auch in längeren Perioden mit hohem Wasserstand kann Breitblättriger Rohrkolben kaum überleben (Kadlec & Wallace 2009, Baldwin & Cannon 2007).

Der Breitblättrige Rohrkolben besiedelt meist Wassertiefen von unter einem halben Meter an Gewässern mit geringen Wasserstandsschwankungen und kommt an sehr nährstoffreichen Standorten vor. Der Schmalblättrige Rohrkolben kommt auf sandig-kiesigen und schlammigen Substraten bis zu einer Tiefe von einem Meter vor und ist zum Teil als schmaler Streifen vor den Schilfröhrichten ausgebildet. Im Gegensatz zum Schilf werden die Blätter und Halme des Schmalblättrigen Rohrkolbens kaum von Wasservögeln gefressen, so dass sie teilweise einen gewissen Fraßschutz für die dahinter liegenden Schilfbestände bieten (LLUR 2011).

Wasser-Schwaden

Der Wasser-Schwaden (*Glyceria maxima*) ersetzt an Ufern mit stark schwankenden Wasserständen zum Teil das Schilf, kommt aber auch in kleineren Beständen im Schilfröhricht vor. Er erreicht eine Höhe von bis zu 2 m (LLUR 2011). Die Art bildet schwach kriechende Rhizome mit starken Ankerwurzeln (Wissing & Hofmann 2002). Insbesondere hinsichtlich des pH-Wertes und der Stickstoffversorgung zeigt sie eine weniger breite Standortamplitude als das Schilf.

Teichbinse

Die Teichbinse (*Schoenoplectus lacustris*) kommt an Gewässern mit geringem Wellenschlag oft in noch größeren Wassertiefen als das Schilf vor, da sie Überstauungen besser erträgt. Sie wird bis zu 4 m hoch, besiedelt dieselben Substrate wie der Schmalblättrige Rohrkolben und wächst in mäßig

eutrophen bis eutrophen Gewässern. Die Teichbinse wird sowohl von der Bismarckratte als auch von Wasservögeln gefressen (LLUR 2011).

Die Teichbinse wirft im Herbst nach dem Abbau der grünen Farbstoffe kein Laub, sondern behält ihre Halme bis zum Frühjahr. Erst beim Neuaustrieb zerfallen sie in mehrere Bruchstücke, die z.B. von der offenen Wasserfläche abgesammelt werden können. Ein Schnitt des Halmes verursacht in aller Regel einen Wachstumsstopp desselben. Die Pflanze treibt dann verstärkt aus Knospen oder über junge, kurze und daher ungeschnittene Halme.

Die Binsen der Gattung *Juncus* (Blaugrüne Binse, *Juncus inflexus*; Flatterbinse, *Juncus effusus*; Knäuelbinse, *Juncus conglomeratus*) sind hingegen horstig wachsende Helophyten mit starkem Wurzelwachstum, die in extensiven Pflanzenanlagen mit artenreichen Strukturen eingesetzt werden können (Wissing & Hofmann 2002).

Rohrglanzgras

Das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) tritt unter wechselfeuchten Bedingungen auf, bei denen der Untergrund zumindest zeitweise gut durchlüftet ist. Die Pflanze kann bis zu 2 m hoch werden (LLUR 2011). Das Rohrglanzgras findet sich eher in Flusströhricht, kaum in stehendem Wasser und stellt bei lang andauernder Überstauung sein Wachstum ein. Es vermehrt sich vegetativ über kurze Ausläufer und hat somit keinen tiefen, regelmäßigen Wurzelhorizont. Über Samen lässt es sich leicht vermehren (Wissing & Hofmann 2002).

Seggen (*Carex spec.*)

Die Seggen gehören zur Gruppe der Sauergräser. Sie wurzeln mit 5 bis 30 cm nicht sehr tief. Seggen werden 30 bis 130 cm hoch. Sie stehen in ihrer Leistung als Pionierpflanzen dem Schilf in Nichts nach und lassen sich generativ und vegetativ leicht vermehren (Wissing & Hofmann 2002; Geller & Höner 2003).

Die im Herbst absterbenden Blätter hinterlassen schnell eine dichte Detritusschicht. Daher ist regelmäßig bereits im Herbst eine Mahd erforderlich, um den Neuaustrieb zu erleichtern (Geller & Höner 2003). Hinsichtlich der Standortansprüche weisen Seggen eine geringere Variabilität hinsichtlich Stickstoffgehalt, pH-Wert und Feuchtegehalt des Bodens auf als das Schilf.

6.7.2 Empfehlung zur Auswahl der Pflanzenarten für den Schilfpolder

Unter den Röhrichtbildnern ist das Schilf für die Begrünung des Polders zu empfehlen. Die hochwüchsige Art ist am besten an die stark schwankenden Wasserstände des Polders angepasst, besitzt einen sehr hohen Stoffumsatz, neigt aufgrund ihrer Dominanz zu Monokulturen und ermöglicht zugleich eine zeitlich flexible Mahd (Herbst bis Frühjahr) zur Biomasse-Entnahme und Schilfnutzung. Die kombinierten Eigenschaften des Schilfes, sauerstoffhaltiges Wasser mit dem Transpirationsstrom durch die oberen Bodenschichten zu pumpen und gleichzeitig über sein weit verzweigtes Rhizom- und Wurzelsystem Sauerstoff an den Boden abzugeben, stabilisiert den abgelagerten Detritus und damit auch den zurückgehaltenen Phosphor, so dass eine erneute Mobilisierung und ein Export des Phosphors aus dem Feuchtgebiet - wie es z.B. bei einer lediglich Schlamm akkumulierenden Vorsperre zu erwarten wäre - minimiert wird. Diese Eigenschaften sind von herausragender Bedeutung für die Entwicklung einer „biotechnischen Hochleistungsanlage“ hinsichtlich des Nährstoffrückhaltes, die durch Bewirtschaftung in der Funktion optimiert wird und dabei zugleich eine ökonomische Nutzung der Pflanze als Rohstoff (z.B. als Energieträger) ermöglicht.

Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang, dass Schilf als einzige Sumpfpflanze über 50 cm tief wurzelt (U.S. EPA 1998, nach Wissing & Hofmann 2002 sogar über 2 m), zugleich ein im

Vergleich zu anderen Arten starkes Wurzel- und Rhizomwachstum besitzt und neben schwankenden Wasserständen auch gegenüber wechselnden Nährstoffbelastungen vergleichsweise unempfindlich ist. Findet diese Art günstige Rahmenbedingungen vor, setzt sie sich langfristig gegenüber anderen Pflanzenarten durch. Da Schilf eine Monokulturpflanze ist (was im vorliegenden Gutachten zugleich als besonders relevant für ihre ökonomische Nutzung als „Rohstoffpflanze“ eingestuft wird), ist eine gemischte Bepflanzung mit anderen Sumpfpflanzen meist nicht sinnvoll (Geller & Höner 2003).

Schilf ist aufgrund seiner artspezifischen physiologischen Leistungen gut an ein Wachstum unter sauerstoffarmen Bedingungen angepasst. In der unmittelbaren Umgebung der Feinwurzeln (Rhizosphäre) und der Rhizomspitzen ist es in der Lage, durch Sauerstoffabgabe partielle aerobe Zonen zu schaffen, wodurch die Ansiedlung aerober und fakultativ anaerober Mikroorganismen begünstigt wird. Letztere bewirken, dass kurzkettige organische Moleküle in dieser Umgebung aerob abgebaut und Nährstoffe mineralisiert werden (Neemann 2000). Aufgrund seines ausgeprägten Rhizomsystems ist beim Schilf dieser Prozess als vergleichsweise intensiv einzustufen.

Vorteilhaft ist zudem der sehr hohe Stoffumsatz in Schilfpoldern. Er ist vielfach in der Fachliteratur hervorgehoben und maßgeblich mit auf die Ausbildung tiefgründiger Rhizomgeflechte des Schilfs zurückzuführen. Die Primärproduktion wird mit etwa 2 kg Trockenmasse pro m² angegeben. Damit zählen Schilfröhrichte zu den produktivsten Vegetationseinheiten in Mitteleuropa (LLUR 2011). In Neemann (2000) wird anhand von Literaturzitate ausgeführt, dass am noch recht nährstoffreichen Bodensee-Untersee die dortigen Schilfbestände in den achtziger Jahren im Mittel eine organische Masse von 25,1 kg TS/m² besaßen, von der 74 % (18,6 kg TS/m²) auf die unterirdischen Pflanzenorgane, d.h. Rhizome und Wurzeln entfielen. Die Schilf-Biomasse schwanke je nach Nährstoffversorgung des Standortes um fast das zehnfache. Die hohe unterirdische Biomasse, vor allem die kräftigen Rhizome, ermöglicht der Art ein starkes vegetatives Wachstum und sei mit verantwortlich für die Dominanz der Art.

Naturschutzfachlich bieten Schilfröhrichte - trotz ihrer Eigenschaft als Monokultur - einer Vielzahl von zum Teil spezialisierten Tierarten Lebensraum. Hierauf wird in Kap. 6.9 (Naturschutz) eingegangen.

Aufgrund der angestrebten Polder-Bewirtschaftung (vgl. Kap. 9.5) ist das hochwüchsige Schilf auch unter ökonomischen Gesichtspunkten vorteilhaft. Bis ca. in die 1970er Jahre war die Reetgewinnung an Gewässeruferrn zum Teil noch weit verbreitet. Heute findet sie zumeist auf sehr flach überstauten Landflächen statt, auf denen auch ohne lang anhaltende Frostperioden der Einsatz von schweren Maschinen möglich ist. Kommerziell wird Schilf als Energiequelle, für die Papierindustrie oder als Schilfmatten genutzt (vgl. LLUR 2011).

Schilf bildet zudem auch bei Bewirtschaftung (Wintermahd) langfristig stabile Bestände. Entscheidend ist die Vermeidung der Überschwemmung der geschnittenen Halme sowie eine Schädigung des Rhizoms durch die maschinelle Ernte. Bei fachgerechter Ausführung mit ausreichendem Abstand der Schnittkante zum Wasserspiegel bleiben die Stängel als „Luftschnorchel“ des Rhizoms erhalten, ebenso alle lebensnotwendigen Funktionen (d.h. die Nährstoffspeicherung im Rhizom, der Austrieb neuer Halme aus überfluteten Sprossabschnitten sowie die Sauerstoffversorgung der überfluteten und unterirdischen Stängelreste). Durch die Bewirtschaftung entstehen zwar mehr, dünnere und kürzere Halme, jedoch bei gleichbleibender Biomasse. Diese Bestandsausprägung entspricht frühen Sukzessionsstadien, ohne dass die langfristige Existenz und Konkurrenzfähigkeit des Röhrichts gefährdet ist. Die langfristige Nutzbarkeit der Röhrichte belegt auch die großräumige Schilfnutzung in kommerziell orientierten Erntegebieten, z.B. in Polen und im rumänisches Donaudelta (Ritterbusch 2011).

Die übrigen genannten Sumpfpflanzenarten sind für einen flächenhaften Einsatz im Schilfpolder hingegen aus Effizienzgründen nicht zu empfehlen, da das Schilf unter geeigneten Standortbedingungen zu dominanten Beständen neigt. Hinzu kommt, dass

- der Rohrkolben in Mischbeständen mit Schilf besonders leicht verdrängt wird und der Breitblättrige Rohrkolben eine geringe ökologische Amplitude bezüglich der Bodenverhältnisse besitzt; zudem besiedelt der Breitblättrige Rohrkolben vorzugsweise Gewässer mit gering schwankendem Wasserspiegel im Bereich von Wassertiefen von unter einem halben Meter, was den Anforderungen des Schilfpoldersystems am Dümmer mit seinen angestrebten Wassertiefen bis 1 Meter nicht entspricht,
- das Rohrglanzgras gegenüber längeren Wasserüberstau empfindlich ist,
- der Wasserschwaden lediglich vergleichsweise schwach kriechende Rhizome ausbildet,
- Seggen gegenüber dem Schilf eine weniger breite Standortamplitude (z.B. hinsichtlich pH-Wert, Stickstoffgehalt) besitzen,
- Binsen der Gattung *Juncus* (Blaugrüne Binse, *Juncus inflexus*; Flatterbinse, *Juncus effusus*; Knäuelbinse, *Juncus conglomeratus*) als horstig wachsende Helophyten ggf. eine gleichmäßige Durchströmung eines Schilfpolders behindern und damit die Phosphorretention herabsetzen;
- die Teichbinse eine aufwändige Bewirtschaftung erfordert (wegen ihrer Mahdempfindlichkeit ist ein Absammeln abgestorbener Pflanzenteile notwendig) und hinsichtlich des Zeitraums der Biomasseentfernung wenig flexibel ist (Frühjahr).

Auch der Einsatz von Hydrophyten für den geplanten Polder ist nicht zu empfehlen. Aufgrund des stark schwankenden Zuflusses der Hunte ist ein Trockenfallen der Feuchtgebietsfläche insbesondere in den Sommermonaten möglich, den diese Arten nicht überstehen. Hydrophyten können daher ggf. lediglich für die wasserzu- und abführenden Gräben eine Bedeutung besitzen. Jedoch ist zu berücksichtigen, dass sie nach Wissing & Hofmann (2002) in unseren Breiten hinsichtlich ihrer „Reinigungsfunktion“ generell keine relevante Rolle spielen. Allerdings dürften sie die Sedimentation von partikulärem Material begünstigen. Die Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*) ist zudem ein tropisches „Wasserunkraut“, das Mindestwassertemperaturen von 10°C erfordert und damit in hiesigen Breiten nur für Glashaushalt in Frage kommt (Wissing & Hofmann 2002). Einsätze der Wasserhyazinthe wie im subtropischen San Diego (Südkalifornien) (Crites & Tchobanoglous 1998) sind schon allein wegen der klimatischen Verhältnisse (winterliche Durchschnittstemperatur 14 °C¹) nicht auf die Situation in Deutschland übertragbar. Wasserhyazinthen würden Monate mit 1 °C Durchschnittstemperatur nicht überleben (Crites & Tchobanoglous 1998). Freischwimmende heimische Hydrophyten bilden neben der Wasserlinse (syn. Entengrütze; *Lemna spec. L.*) die essbare Wassernuss (*Trapa natans*) oder der Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*). Die beiden zuletzt genannten Arten sind jedoch empfindlicher gegenüber der Nährstoffbelastung als die Wasserlinse (Wissing & Hofmann 2002). Kommen submerse Hydrophyten (z.B. Wasserpest, *Elodea* spp.) vor, schließen sie in der Regel frei schwimmende Arten aus.

Hinsichtlich der Wasserhyazinthen sowie allen schwimmenden und untergetauchten Pflanzen ist zudem zu berücksichtigen, dass sie ihr Entwicklungsmaximum in der Hauptvegetationsperiode (ca. ab Mai) besitzen. Im Herbst sterben sie ab und bilden ein lockeres Sediment, das im Winterhalbjahr oder im Frühjahr bei Hochwasser wieder teilweise aus dem Polder in Richtung Dümmer transportiert werden kann. Im Gegensatz zum Schilf, dessen feste Halme bis zum nächsten Frühjahr stehen bleiben und schon im zeitigen Frühjahr Aufwuchsflächen für Algen bilden können, haben diese Pflanzen keine positive Wirkung in der kalten Jahreshälfte. Hinzu kommt, dass der Transpirationsstrom des Schilfes sauerstoffhaltiges Wasser von oben nach unten durch das Sediment pumpt, in der Schilfpflanze nach oben transportiert und dann verdunstet. Der hierdurch bewirkte vertikale Bodenwasserstrom ermöglicht Stofftransporte mit positiver Wirkung auf den Stoffhaushalt im Boden bzw. Sediment. Durch die vertikale Strömung wird die Kompaktion und damit Stabilisierung des gebildeten Sedimentes verbessert. Gerade am Dümmer, wo die Sedimentation und die nachfolgende Festlegung des partikulären Phosphors eine wichtige Rolle spielt, wird diese Leistung der emersen (d.h. teilweise über die Wasseroberfläche herausragenden) Makrophyten benötigt. Submerse Makrophyten und

¹ de.wikipedia.org/wiki/San_Diego, 17.07.2012

Schwimmpflanzen können diese Leistung nicht erbringen und werden deshalb als ungeeignet als Hauptpflanzen für das Schilfpoldersystem angesehen.

Heimische Hydrophyten-Arten können sich allerdings durch natürliche Sukzession in den Grabensystemen etablieren, lediglich von ihrer gezielten Einbringung sollte abgesehen werden. Auch der parallele Einsatz von Röhrichtpflanzen in den zu- und abführenden Kanälen und den Sedimentations-, Verteilungs- und Sammelgräben ist nicht zu empfehlen, um ein Zuwachsen und damit eine Behinderung des Wasserflusses und damit der gleichmäßigen Verteilung zu verhindern. Nötigenfalls kann sich entwickelndes Schilf durch Mahd unter der Wasseroberfläche zurückgedrängt werden.

6.7.3 Anlage und Pflege des Schilfpolders

Aufgrund des frühen Planungsstadiums werden zur Anlage und Pflege des Schilfpolders konzeptionelle Hinweise gegeben. Detaillierte Ausführungen bleiben konkreteren Planungsstufen vorbehalten.

1. Nach dem Vorentwurf des StAWA Sulingen (1997) soll die Erstbepflanzung des Schilfes mit einjährigen Ballen-Jungpflanzen oder einjährigen, in Kokosvlies eingebetteten Jungpflanzen stattfinden. Die Pflanzung kann mit Pflanzmaschinen des Gemüsebaus durchgeführt werden. Als Mindestzahl sind 2 Pflanzen/m² genannt (nach LLUR 2011 etwa 10 Pflanzen/m²); zudem soll zur Vorbereitung die Poldersohle nach Abschluss der Erdarbeiten flach gepflügt und mit einer Bodenfräse bearbeitet werden. Als Pflanzzeitpunkt wird das späte Frühjahr oder der Sommer empfohlen (LLUR 2011). Um ausreichend Pflanzmaterial zur Verfügung zu haben, sollte die Anlage von Anzuchtpoldern in Erwägung gezogen werden.

Im vorliegenden Gutachten wird aufgrund der Größe der Fläche aus ökonomischen Gründen die Schilfansaat direkt im Schilfpolder als Alternative gesehen. So wurden in der Vergangenheit bereits im IJsselmeer zehntausende von Hektar von trockengelegtem Meeresboden durch Hub-schrauber mit bestem Erfolg mit zerhacktem Schilfrohrriesen besät (Rodewald-Rudescu 1974). Vegetative Pflanzverfahren würden dann ggf. nur bei lokal ausbleibendem Keimerfolg zur möglichst raschen Schließung der Aufwuchslücken zum Einsatz kommen.

2. Es sollte heimisches Samen-Material von möglichst vielen verschiedenen Standorten verwendet werden. Hierdurch wird eine hohe genetische Vielfalt und somit eine optimale Anpassung an die Standortverhältnisse gewährleistet. Dies maximiert den Keimerfolg und führt zu einer hohen Stabilität des Schilfbestandes. Zur Gewährleistung eines möglichst hohen Ansaaterfolges ist es möglich, nur Saatgut zu verwenden, bei dem die Prüfung der Rispen einen Samenansatz von mehr als 10 % ergeben hat und eine befriedigende Keimfähigkeit festgestellt wurde (vgl. Schlüter 1986). Generell besitzt Samen, der mindestens im Januar in der Blüte dem Frost ausgesetzt war, die besten Aussichten für Keimfähigkeit. Von diesen bleiben 40-90% keimfähig. Die Keimfähigkeit kann zwar bis zu 5 Jahre erhalten werden, jedoch nimmt dann der Prozentsatz keimfähiger Samen stark ab (Rodewald-Rudescu 1974).

Die Saat ist Anfang Mai in Form einer Rispen- oder Schüttelsaat möglich. Bei der Rispen-saat werden die vollständigen Rispen flächig ausgelegt. Bei der Schüttelsaat werden die Rispen aneinander geschlagen, was jedoch Windstille und einen hohen Samenansatz voraussetzt. Aus fachgutachterlicher Sicht Rispen-saat als vorzugswürdig erachtet, da die Rispen länger Feuchtigkeit halten und besser am Boden haften.

Die Rispen werden im Januar oder Februar geerntet und an einem luftigen und trockenen Ort gelagert. Da Schilf ein Lichtkeimer ist, darf das ausgebrachte Saatgut nicht mit Erde bedeckt werden.

3. Die Ausbringungsfläche sollte - sofern dies die Bodenverhältnisse ermöglichen - vorbereitend flach gepflügt und leicht gewalzt werden. Da Schilf neben organischen Böden auch Mineralbodenstandorte besiedelt (vgl. Kap. 6.7.1), ist keine darüber hinausgehende Bodenverbesserung erforderlich.

Die Ausbringungsfläche sollte zudem möglichst vegetationsfrei sein, um während der Keimung und dem Schilfaufwuchs konkurrierende Pflanzenarten fern zu halten. Aus dem gleichen Grund sollte auch von einer vorherigen Schlammausbringung aus dem Dümmmer abgesehen werden, da dieser möglicherweise (Gehölz-) Samen enthält und nach den Ausführungen in LLUR (2011) Nachpflanzungen wegen der schlechten Begehrbarkeit erschwert.

Eine Vorbereitung der Polderflächen durch Aufbringung von Dümmerschlamm wird auch in den Ausführungen des StAWA Sulingen nicht für sinnvoll erachtet (StAWA Sulingen 1997). Obwohl der Nährstoffgehalt des Schlammes für das Schilf vorteilhaft wäre, könnte der dünnflüssige Schlamm kaum gleichmäßig aufgebracht werden. Zudem besteht die Gefahr, dass die reduzierte organische Substanz und hohe Sauerstoffzehrung des Schlammes nach dem Einstau der Polder zu Fäulnisprozessen führen, die das Anwachsen des Schilfes behindert (Feibicke 1996).

4. Während der Keimung, die wie ausgeführt nur wenige Tage dauert (so auch Holy 2012), sollte das Substrat feucht gehalten, aber nicht überstaut werden (vgl. Kap. 6.7.1). Eine erfolgreiche Keimung konnte im Frühjahr nach 4-5 Tagen erreicht werden, bei im Sommer durchgeführten Versuchen war die Keimung nicht mehr so erfolgreich (Holy, NUVD, pers. Mitt.). In Schlüter (1986) werden 8 bis 10 Tage als Mindestkeimdauer genannt.
5. Jungpflanzen des Schilfs sollten eingezäunt werden, da die juvenilen Pflanzen nur geringe Mengen Reservestoffe in den Rhizomen speichern können. Schäden durch Fraß z.B. von Graugänsen oder durch Zertritt können somit kaum kompensiert werden. Dabei ist zu beachten, dass eine flugfähige Graugans etwa 28 m zum Landen bzw. Starten benötigt. Größere Einzäunungen sollten entsprechend durch Abspannungen mit Erntegarn, Flatterband o.ä. unterteilt werden.

Zu berücksichtigen ist, dass die Fraßschäden einerseits während der Vegetationsperiode auftreten können, wenn Schilf über der Wasseroberfläche gefressen wird, andererseits können während des Winters auch Schilfsprosse unter Wasser entfernt werden. Die Graugans (*Anser anser*) ist die Art, die in einzelnen Regionen wie am Dümmmer während der Austriebszeit des Schilfes am häufigsten auftritt und von April bis Juli die größten Schäden verursacht. Die Tiere sind während der Mauser für etwa vier Wochen flugunfähig. Sie fressen in dieser Zeit die frisch austreibenden Schilfsprosse, Wasserpflanzen oder Kräuter und Gräser genutzter Grünlandbestände. Das Schilf wird während der gesamten Mauser gefressen, auch wenn die Halme Ende Juni über einen Meter hoch sind. An Land wachsendes Schilf wird nicht von Graugänsen, sondern von Kanadagänsen gefressen. Zum Schutz der Jungpflanzen können kurzzeitig während der Mauser oder Jungenaufzucht der Gänse Zäune aufgestellt werden, die zwischen Mitte Mai und Anfang Juni auf ihre Funktionsfähigkeit kontrolliert werden müssen. Bei hohen Gänsezahlen kann auch eine dauerhafte Zäunung sinnvoll sein (LLUR 2011).

6. Zur Bekämpfung von dominantem Unkrautwuchs ist eine verbesserte Wasserversorgung anzustreben. Unkraut kann zwar auch durch Jäten entfernt werden, doch kann es durch das Betreten zu Schädigungen der Feuchtgebietspflanzen kommen. Bei überdurchschnittlichem Unkrautanteil kann in etablierten Schilfbeständen (nicht aber bei keimenden Saatgut oder Jungpflanzen des neu angelegten Polders, vgl. nachfolgende Tab. 29) im Frühjahr ein mehrwöchiger Überstau von 4 bis 6 Wochen das Wachstum der eingesetzten Arten stark verbessern und die Arten, die an trockenere Standortverhältnisse besser angepasst sind, unterdrücken (Geller & Höner 2003).
7. Der Schilfpolder soll regelmäßig bewirtschaftet werden, um die in pflanzlicher Biomasse akkumulierten Nährstoffe zu entfernen, die Netto-Produktivität (und damit die Wirksamkeit des

Schilfpolders) zu erhöhen und die Ausbildung eines Feucht- oder Bruchwaldes zu verhindern. Generelle Vorteile der Mahd bestehen zudem in der besseren Lichtversorgung, der schnelleren Bodenerwärmung und damit in einem rascheren Sprossaustrieb im Frühjahr und in der Verringerung der Akkumulation pflanzlicher Reste und damit von Phytotoxinen im Boden. Dies wirkt langfristig positiv auf das Wachstum. Zudem wird das Risiko eines stärkeren Befalls von Schädlingen in Grenzen gehalten. Generell nachteilig ist die größere Gefahr von Spätfrösten. Zudem können durch den Einsatz von schwerem Gerät auf feuchtem, nicht gefrorenen Boden Rhizomschäden entstehen, die zu 10- bis 80-%igen Verlusten führen (Ritterbusch 2011, S. 22).

Die Röhrlichtbewirtschaftung sollte als Mahd im Abstand von ein oder zwei Jahren erfolgen (spätestens nach zwei Jahren übernehmen die Althalme auch mit Blick auf die Sauerstoffversorgung der Rhizome keine relevante Funktion mehr). Da frisch geschnittene Pflanzen empfindlich auf Wassereinstau reagieren (vgl. Kap. 6.7.1), sollte der Schnitt oberhalb des Wasserspiegels erfolgen. Da im Winterhalbjahr Wasserstände von über 75 cm im Schilfpolder auftreten können, sollte die Mahd etwa 1 m über Grund erfolgen. Beim Schilf mit seinem auch im Winter stabilen Halmen wird die Mahd nach Geller & Höner (2003) im Frühjahr vor dem Austrieb der jungen Triebe oder alternativ im Herbst als sinnvoll erachtet.

Für die Frage der Häufigkeit der Mahd ist auch zu beachten, dass für eine effektive Hydraulik (gleichmäßige Durchströmung des Polders) die Bildung von ausgedehnten Knickschichten verhindert werden sollte. Die Knickschichten stellen Strömungshindernisse dar, die eine Ausbildung von Totzonen und durch Verlagerung von Schilfdetritus die Ausbildung von Kurzschlussströmungen im Schilfpolder begünstigen. Die dadurch bewirkte ungleichmäßige Strömungsverteilung verringert den PTIS-Faktor und damit die Effizienz der Phosphorretention (vgl. Kap. 6.5.3).

Zu prüfen ist, ob am Dümmer eine vorrangige Mahd und Mahdgutentfernung in stabilen Frostperioden in Frage kommt, um sich den für den Rhizomschutz relevanten Frost- und Bodenschutz der Eisdecke zunutze zu machen, oder ob die Mahd wegen der großen Fläche bereits im Herbst nach Beendigung des Wachstums begonnen werden sollte, dann aber einen schonenden Maschineneinsatz erfordert (s.o.). Sofern eine zweijährige Mahd realisiert wird, sollte eine räumlich und zeitlich wechselnde Mahd erfolgen, um eine rasche Zuwanderung der im Schilf überwinternden (Insekten-)Arten in die frisch gemähten Bereiche zu ermöglichen und insgesamt die Strukturvielfalt und damit die Biodiversität im Schilfpolder zu steigern (vgl. auch Kap. 6.9).

Generell sollte bei der Mahd gewährleistet sein, dass keine Frostschäden durch Trockenlegen oder zu niedrige Wasserstände im Schilfpolders eintreten können. Schilfrohr kann nach (Rodewald-Rudescu 1974). noch Winterfröste unter 40°C ohne Schaden überstehen, sofern eine schützende Wasserbedeckung vorhanden ist.

8. Positiv für die Schilfentwicklung sind natürlicherweise auftretende, länger anhaltende sommerliche Niedrigwasserperioden. Sie sind häufig Auslöser für die Bildung von Leghalmen und/oder ein rasches Vorwachsen der Rhizome in die trockenfallende Fläche. Auch bieten sich für vegetationsfreie Abschnitte in diesem Zeitraum Möglichkeiten zur Etablierung von jungen Schilfpflanzen aus Samen. Eine regelmäßige Samenkeimung führt zu einer größeren genetischen Vielfalt der Bestände und ermöglicht somit eine flexiblere Anpassung an sich verändernde Umweltbedingungen. Weiterhin ist die Sauerstoffversorgung der Sedimente bei längeren Wasserstandabsenkungen verbessert. Durch die erhöhte Durchlüftung des trocken gefallen Sediments wird die Bildung von Ammonium vermindert, das in hohen Konzentrationen negativen Einfluss auf die Einlagerung von Reservestoffen in die Rhizome des Schilfs haben kann (LLUR 2011).
9. Um den Sauerstoffeintrag in Richtung der Rhizome zu optimieren, sind bei der Anlage und Pflege bzw. Bewirtschaftung des Polders folgende Aspekte zu berücksichtigen (Neemann 2000):

- Im Falle einer Bepflanzung mit Rhizomstecklingen fördert es das Wachstum und die Ventilation, wenn sich Stoppelreste am Rhizom befinden,
- als Halblicht- bis Lichtpflanze gedeiht Schilf besser an sonnigen Stellen, Besonnung fördert zudem den Ventilationsprozess,
- im Herbst sollten möglichst einige der abgestorbenen Halme abgeknickt werden, da durch die noch unverschlossenen Stoppeln der Gastransport in die Rhizome und Wurzeln erfolgt.

Bepflanzung von Bestandslücken

Lücken in dem sich entwickelnden Schilfbestand sollten zur Vermeidung der Ansiedlung konkurrierender Pflanzenarten möglichst rasch durch Schilfnachsaaten oder Schilfpflanzungen geschlossen werden. Dabei sollte sich das zum Einsatz kommende Verfahren nach der Größe der Bestandslücken richten, d.h. je größer die Bestandslücken sind, desto unaufwändiger sollte das zu realisierende Verfahren sein. In Frage kommen neben der Ansaat Anpflanzungen als Topfware, Ballen, Stecklinge, Rhizome, Sprösslinge oder Setzlinge (Geller & Höner 2003, Schlüter 1986):

- Topfpflanzen sollten einen ausreichend großen und durchwurzelt Ballen besitzen (Töpfe in 8x8 oder 9x9 cm Größe); es sollten vier Pflanzen pro m² gesetzt werden.
- Stecklinge sollten im Frühjahr mit mindestens 2 bis 3 Knotenpunkten geschnitten und mit den Knotenpunkten auf kleineren Flächen in einer Anzahl von 100 Stück pro m² eingesetzt werden. Nach Schlüter (1986) werden die 80 bis 120 cm langen Halme in Reihen zu 3 bis 5 Stück bis zu ihrer halben Länge eingebracht. Der Reihenabstand beträgt 50 bis 100 cm, der Abstand in der Reihe 25 bis 50 cm.
- Bei der Rhizompflanzung werden Rhizomstücke mit beginnendem Trieb (Auge) in einer Anzahl von ca. 4 Stück pro m² eingesetzt (auch nach ATV A 262 (1996) werden 4-6 Rhizome/m² empfohlen). Ein Rhizom ist ein Wurzelstock, der nach oben grüne Triebe und nach unten oder zur Seite Wurzeln bildet. Rhizombildende Pflanzen können sich dadurch seitlich ausbreiten und bilden ein dichtes unterirdisches Geflecht.
Die Rhizompflanzung sollte möglichst Ende Mai bis Juni erfolgen; die Rhizome sollten mindestens einen 10-60 cm hohen Schößling haben (ATV A 262 1996). Rhizome sollten zudem möglichst zur Verbesserung des Gasaustausches Stoppelreste besitzen (Neemann 2000).
Geschnittene Rhizome sind gegenüber Austrocknung empfindlich und sollten daher umgehend nach dem Schnitt gepflanzt werden (Wissing & Hofmann 2002).
- Beim Sprösslingsbesatz (Variante des Rhizombesatzes) werden junge Halmsprosse in Abständen von ca. 20 bis 50 cm senkrecht oder schräg eingesetzt. Die oberste Triebspitze sollte die Bodenfläche überragen (Schlüter 1986, S. 120 f.).
- Die Ballenpflanzung sollte mit 2 Ballen/m² erfolgen (ATV A 262 1996).
- Im Gewächshaus aus Samen vorgezogene Setzlinge sollten Ende Mai bis Juni ausgepflanzt werden; dabei werden ca. 5 Setzlinge/m² als ausreichend erachtet (ATV A 262 1996).

Als Pflanzzeitpunkt ist das späte Frühjahr oder der Sommer zu empfehlen (LLUR 2011), allerdings hat M. Holy bei im Sommer durchgeführten Versuchen mit Schilfsamen vom Dümmer einen geringeren Keimungserfolg beobachtet (Holy, NUVD, pers. Mitt.). Nach der Bepflanzung ist für eine ausreichende Wasserversorgung zu sorgen, die auch den Unkrautwuchs minimiert.

Wie das Saatgut sollte auch das Pflanzmaterial möglichst heimisch sein. Zu seiner Gewinnung ist der zeitliche Vorlauf zu berücksichtigen (z.B. 1,5 Jahren bei der Jungpflanzengewinnung aus Saatgut, s. nachfolgende Tabelle). Auch bei in großen Mengen benötigtem Saatgut aus heimischen Material kann ggf. ein zeitlicher Vorlauf von ein bis zwei Jahren erforderlich werden.

Nachfolgend wird eine kurze Übersicht über einsetzbare Pflanzmaterialien und ihre generellen Vor- und Nachteile gegeben.

Pflanzmaterial	Vorteile	Nachteile
Samen / Aussaat	<ul style="list-style-type: none"> • Hohe genetische Vielfalt im Pflanzmaterial und mögliche Selektion von besonders an den Standort angepassten Individuen. • Material kann durch Sammeln während des Winters in der Region gewonnen werden. • Die Kosten sind gering. 	<ul style="list-style-type: none"> • Es werden vegetationsfreie Bereiche zur Aussaat benötigt. • Die Jungpflanzen sterben bei sommerlichen Überflutungen ab. • Die Keimlinge und Jungpflanzen können durch andere Pflanzenarten leicht überwachsen werden. • Es dauert mehrere Jahre, bis größere Wassertiefen mit Schilf besiedelt sind.
Aus Samen gezogene Jungpflanzen	<ul style="list-style-type: none"> • Hohe genetische Vielfalt im Pflanzmaterial und mögliche Selektion von besonders an den Standort angepassten Individuen. • Kann durch Sammeln aus der Region gewonnen werden. • Anwuchserfolg sehr gut bei nährstoffarmen Aussaatsubstraten. • Kann per Hand oder Pflanzstab in bis zu ca. 30 cm tiefes Wasser gepflanzt werden. 	<ul style="list-style-type: none"> • Bei eigener Saatgutgewinnung etwa 1,5 Jahre Vorlauf nötig. • Bei privater Anzucht hoher Platzbedarf. • Beim Erwerb aus Gärtnereien möglicherweise keine regionale Herkunft. • Es kann mehrere Jahre dauern, bis größere Wassertiefen mit Schilf besiedelt sind.
Schräghalme und Schwimmhalme	<ul style="list-style-type: none"> • Autochthones Pflanzmaterial einsetzbar. • Wenige Wochen zur Herstellung von Pflanzmaterial nötig. 	<ul style="list-style-type: none"> • Begrenzte genetische Vielfalt. • Befestigung der Jungpflanzen schwierig.
Rhizomballen	<ul style="list-style-type: none"> • Das Pflanzmaterial kann bei Grabenräumungen kostenlos anfallen. • Pflanzen haben viele Reservensprossknospen und erreichen rasch große Höhe. • Die Pflanzen können sich gut gegen Konkurrenten durchsetzen. 	<ul style="list-style-type: none"> • Das Material ist von geringer genetischer Vielfalt und an die neuen Standorte eventuell schlecht angepasst. • Kann Zerstörung bestehender Bestände bedeuten. • Der Transport ist bei größeren Ballen oft schwierig. • Das Einsetzen größerer Rhizomballen ist schwierig (mangelnde Verankerung im Sediment, Verrottung).
Rhizomstücke	<ul style="list-style-type: none"> • Das Pflanzmaterial kann bei Grabenräumungen kostenlos anfallen. • Das Material ist leicht zu transportieren und einzusetzen. 	<ul style="list-style-type: none"> • Das Material ist von geringer genetischer Vielfalt und an die neuen Standorte eventuell schlecht angepasst. • Kann Zerstörung bestehender Bestände bedeuten. • Können nicht ins tiefere Wasser gepflanzt werden.
Pflanzmatten	<ul style="list-style-type: none"> • Die Standorte sehen im ersten Jahr begrünt aus. 	<ul style="list-style-type: none"> • Die genetische Vielfalt ist meist unbekannt und dürfte zwischen gering bis mittelgroß schwanken. • Die dauerhafte Verwurzelung der Pflanzen im Sediment unterbleibt häufig.

Tab. 29: Vor- und Nachteile unterschiedlichen Pflanzmaterials (aus: LLUR, verändert.)

6.8 Fischdurchgängigkeit

6.8.1 Potenziell natürliche Fischfauna

Die Hunte im Bereich des geplanten Schilfpoldersystems gehört zur Brassen-Aland-Region, ihre potenziell natürliche Fischfauna (= Soll-Zustand) ist in Tab. 30 aufgelistet.



Potenziell natürliche Fischfauna

29.05.2012

LAVES - Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit

Seite 1/1

Dezernat Binnenfischerei - Fischereikundlicher Dienst

Eintrachtweg 19, 30173 Hannover, Tel: 0511-120-8907, Fax: 0511-120-8980

Gewässer:	Hunte	Stand:	18.08.2008
WK-Nr:	25017	EU_SEG_CD:	DE_RS_496_131277_152090
Fischregion:	Brassen-Aland-Region		
Gew.-Abschn.:	Einmdg. Bornbach bis Einmdg. Grawiede uh Diepholz (Fkm 135,1-111,9); exkl. Dümmer See		

DVNR NAME	Abundanz-Klasse
9020 Aal	TA
9035 Aland, Nerfling, Orfe	TA
9047 Bachneunauge	TA
9037 Bitterling	BA
9025 Brassen, Blei	LA
9142 Döbel	BA
9239 Dreistachliger Stichling, Binnenform	TA
9019 Flussbarsch	LA
9006 Gründling	LA
9029 Güster	LA
9009 Hasel	LA
9018 Hecht	TA
9014 Karausche	BA
9943 Kaulbarsch	BA
9034 Moderlieschen	BA
9949 Neunstachliger Stichling	BA
9016 Quappe	BA
9023 Rotaug, Plötze	LA
9043 Rotfeder	TA
9036 Schlammpeitzger	BA
9003 Schleie	TA
9032 Steinbeißer	LA
9027 Ukelei	BA

Anzahl Taxa: 23

Abundanzklassen: LA: Leitart (>= 5%)
 TA: typspezifische Art (>= 1 - < 5%)
 BA: Begleitart (0,1 - < 1%)

Tab. 30: Potenziell natürliche Fischfauna der Hunte von der Einmündung Bornbach bis zur Einmündung Grawiede (exclusive des Dümmer). (Quelle: Mosch, LAVES, pers. Mitt.)

Ein Schilfpoldersystem mit Halmdichten von 300 Halmen/m² wie im Versuchspolder (Ripl, Feibicke *et al.* 1994) stellt für größere Fische in der Regel ein Wanderhindernis dar (Klefoth, pers. Mitt.). Möglichkeiten zur Wanderung der Fische durch Rinnen und offene Bereiche innerhalb des geplanten

Schilfpolders werden nicht in Betracht gezogen, da diese Kurzschlussströmungen im Polder entstehen lassen würden, welche die P-Retentionsleistung drastisch verringern würden.

6.8.2 Bypass 300 L/s mit ungereinigtem Huntewasser

Als Möglichkeit zur Gewährleistung der Durchgängigkeit des Schilfpolders für die Fischfauna wurde die Aufrechterhaltung eines Teilabflusses von ungereinigtem Huntewasser von 300 L/s als Bypass neben dem Schilfpoldersystem geprüft. Nach der Bornbachumleitung wird ein Abfluss von 300 L/s an ca. 14 d/a unterschritten, ein Abfluss von 1 m³/s wird an ca. 140 d/a unterschritten. Aus der Abb. 20 ist ersichtlich, dass schon bei Abflüssen unter 1 m³/s Phosphorkonzentrationen über 0,15 mg P/L häufig vorkommen. Um das Sanierungsziel 0,05 mg P/L im Zufluss zum Dümmer dann noch erreichen zu können, müsste die Phosphor-Ablaufkonzentration aus dem Schilfpolder bei 0 mg/L oder zumindest bei der nicht mehr unterschreitbaren Hintergrundkonzentration von ca. 0,01 mg P/L liegen. Eine derartige Leistung wird der Schilfpolder nicht erbringen können. In einer groben Abschätzung mit dem k-C* Modell wurde für ähnliche Randbedingungen (Ablauf von 0,015 mg P/L) eine erforderliche Poldergröße von 7 km² abgeschätzt - was angesichts des Flächenmangels und der Baukosten eine unrealistische Größe darstellt. Insofern muss die beschriebene Bypass-Lösung als nicht umsetzbar eingestuft werden.

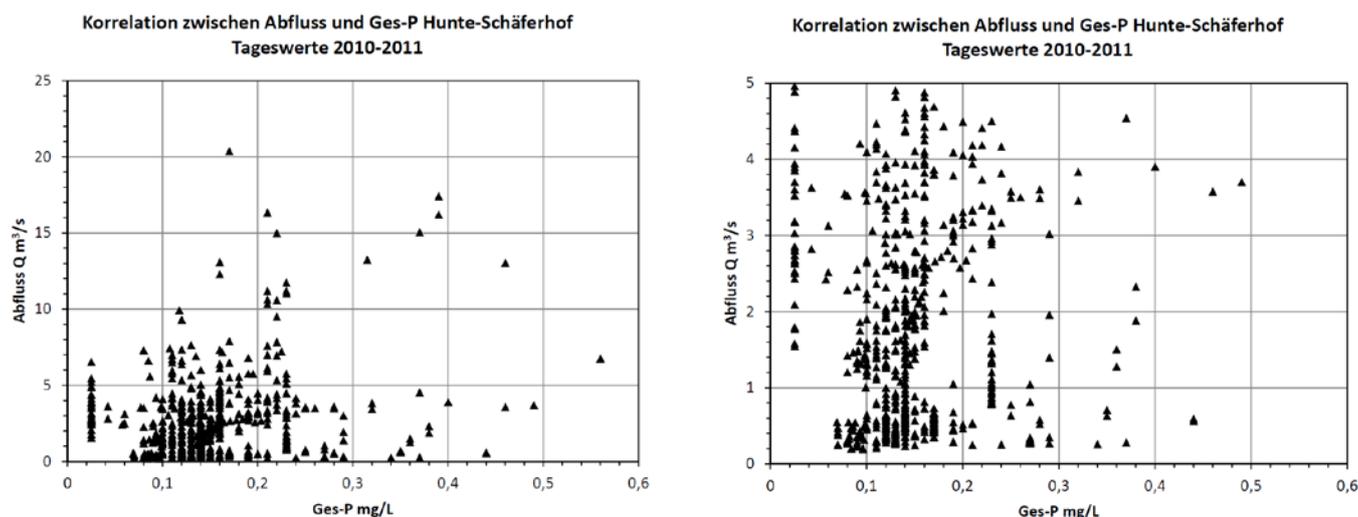


Abb. 20: Tageswerte 2010-2011 Hunte Schäferhof: Abfluss (m³/s) gegen Konzentration Gesamt-Phosphor (mg P/L)

6.8.3 Fischaufstiegsanlage mit Schleusenkammer

Als weitere Alternative wurde eine Fischaufstiegsanlage mit Schleusenkammer geprüft. Zu berücksichtigen ist hierbei jedoch, dass eine Mischung von ungereinigtem „Oberwasser“ und gereinigtem „Unterwasser“ sowohl bei der Einrichtung eines Bypasses als auch bei den vorliegend betrachteten Fischtreppen Probleme für die Erreichung der Qualitätsziele der Dümmersanierung mit sich bringen würde. Von Hr. Klefoth (Landessportfischerverband Niedersachsen, pers. Mitt.) wurde beispielsweise auf Lösungen zur Wiederherstellung der Fischdurchgängigkeit hingewiesen, wie sie im Bereich von Sielbauwerken und Schöpfwerken zum Einsatz kommen. Bei diesen „Fischschleusen“ wird durch den Einsatz von Pumpen und Toren (Stemmtor oder Hubschütz) eine Fischwanderung durch das Schöpfwerk bewerkstelligt (Majehrke *et al.* 2011). Für das Ausschwemmen der Fische zur „Außen“-Seite wird in Sielen das bei Volllast geförderte „Binnen“-Wasser benutzt. Im Schilfpoldersystem würde ei-

ne solche Technik zum massiven Durchsatz von ungereinigtem Wasser führen. Die Anlagen sind auf die Situation an einem Schilfpoldersystem deshalb nicht direkt übertragbar.

Für die Fischwanderung sind zudem Leitströmungen unabdingbar. Wenn am Schilfpoldersystem kein Oberwasser ungereinigt ins Unterwasser gelangen darf, gibt es immer einen Punkt innerhalb des Fischwanderweges, an dem die Leitströmung nicht aufrecht erhalten werden kann. Eine Lösung für dieses Problem bestünde in einem Bauwerk mit einer Pumpe und beweglichen Toren, in dem eine Trennung von gereinigtem und ungereinigtem Wasser möglich wäre.

Diese Anlage besteht aus einem Bypass zum Schilfpoldersystem. Sie umfasst eine „Schleusenkammer“ (ein Stück Graben zum Zwischenaufhalt der Fische), eine Fischtreppe oder Sohlrampe und einen Zweigkanal zur Einspeisung in das Schilfpoldersystem. Die einzelnen Bereiche sind durch bewegliche Tore, welche geöffnet und geschlossen werden können, getrennt. Mit einer Pumpe kann gereinigtes Wasser von unterhalb des Schilfpoldersystems am Kopf der Anlage eingespeist werden. An geeigneten Stellen sollten Siebrechen installiert sein, damit sich keine Fische in den Schilfpolder „verirren“. Damit die Anlage hydraulisch funktioniert, ist am Hauptzufluss zum Schilfpoldersystem eine regelbare Unterwasserschwelle oder ein kleines Wehr vorgesehen, welches das Wasser vor dem Zufluss zum Polder um einige Zentimeter anstaut. Die vorgeschlagene Anlage ist in Abb. 21 schematisch dargestellt.

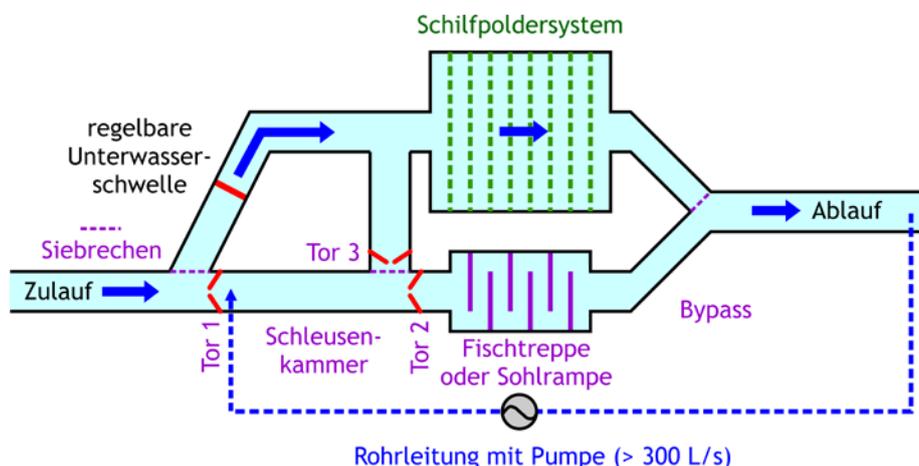


Abb. 21: Schematische Darstellung eines Vorschlages für eine Anlage zur Gewährleistung der Fischdurchgängigkeit

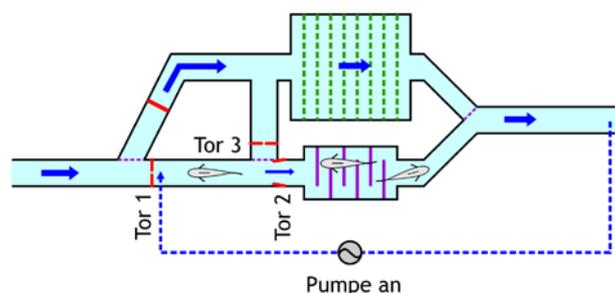
Der Anlagenbetrieb erfolgt automatisiert und ist folgendermaßen konzipiert (Abb. 22): In der ersten Phase ist die Pumpe eingeschaltet und fördert gereinigtes Wasser in die oberhalb gelegene Schleusen-kammer. Das Tor zur oberen Hunte (Tor 1) ist geschlossen. In der Schleusen-kammer befindet sich gereinigtes Wasser. Die Förderleistung liegt um 300 L/s. Das Tor 2 ist geöffnet, so dass Wasser über die Fischtreppe oder Sohlrampe nach unten strömen kann. Fische können die Anlage sowohl stromabwärts in Richtung Dümmers passieren, als auch stromaufwärts in Richtung Schleusen-kammer.

In der Phase 2 ist die Pumpe abgestellt, das Tor 2 zwischen Schleusen-kammer und Fischtreppe ist geschlossen. Das Tor 1 in Richtung obere Hunte ist geöffnet, so dass Fische stromaufwärts passieren können oder stromabwärts in die Schleusen-kammer gelangen können. Eine Leitströmung wird dadurch erzielt, dass Tor 3 geöffnet wird, durch das Wasser in einem Seitengerinne in das Schilfpoldersystem gelangt. Vor dem Tor 3 ist eine Rechenanlage, so dass keine Fische in das Schilfpoldersystem gelangen können. Durch dieses Seitengerinne soll nur eine geringe Wassermenge (um 300 L/s, bei Niedrigwasser evtl. weniger) geleitet werden.

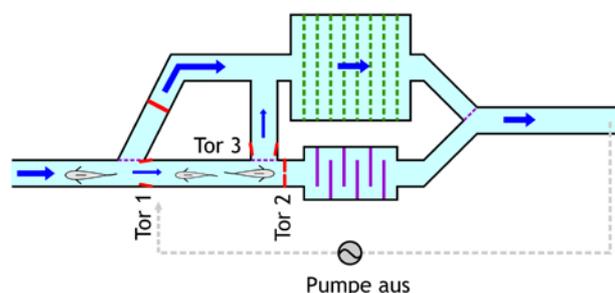
Durch den Betrieb in Phase 2 ist die Schleusen-kammer nun mit verunreinigtem Wasser gefüllt. Um die Schleusen-kammer zu reinigen, wird nun das Tor 1 zur oberen Hunte geschlossen, das Tor 3

bleibt geöffnet, die Pumpe fördert gereinigtes Wasser von unterhalb des Schilfpolders. Das verunreinigte Wasser fließt in den Schilfpolder. Dadurch kann das verunreinigte Wasser aus der Schleusenammer allmählich durch gereinigtes Wasser ersetzt werden. Nach Abschluss der Spülung beginnt der Zyklus wieder mit Phase 1.

1. Phase: Betrieb der Fischtreppe/Sohlrampe, Öffnung nach unten
Fischaufstieg Phase 1, Fischabstieg Phase 2



2. Phase, Öffnung nach oben
Fischaufstieg Phase 2, Fischabstieg Phase 1



3. Phase:
Spülen der Schleusenammer mit Klarwasser

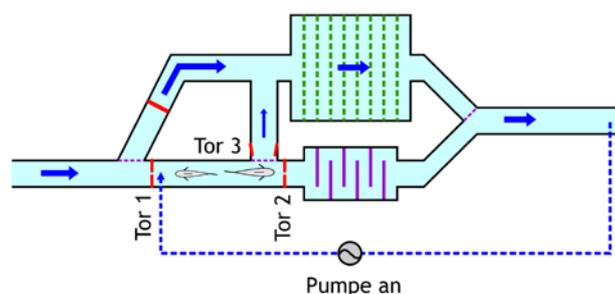


Abb. 22: Funktion der vorgeschlagenen Anlage zur Gewährleistung der Fischdurchgängigkeit. Erklärung im Text.

Fischaufstiegsanlage mit Schleusenammer - Wasserspeisung aus der Hunte

Für einen möglichst kostengünstigen Betrieb der Anlage wäre es von Vorteil, wenn die Rohrleitung vom Polderablauf zum Einlauf der Schleusenammer (vgl. Abb. 21) entfallen könnte und das gereinigte Wasser räumlich nahe gewonnen werden könnte. Dafür bietet sich das alte Huntebett an, das im Falle der Hunteumleitung in die Elze in der Nähe des Poldereinlaufs liegt. Mit einem Querschnitt von angenommenen 5 m^2 und einer Förderleistung von $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ sowie einer Betriebszeit von 12 h/d ergibt sich im alten Huntebett eine theoretische Fließstrecke des Wassers von 2.600 m/d . Der geplante Ablauf des Polders mündet etwa 2 km unterhalb der Elzemündung in die Hunte. Wenn das Wasser für die Fischtreppe aus dem stillgelegten Teil der Hunte entnommen werden würde, wäre

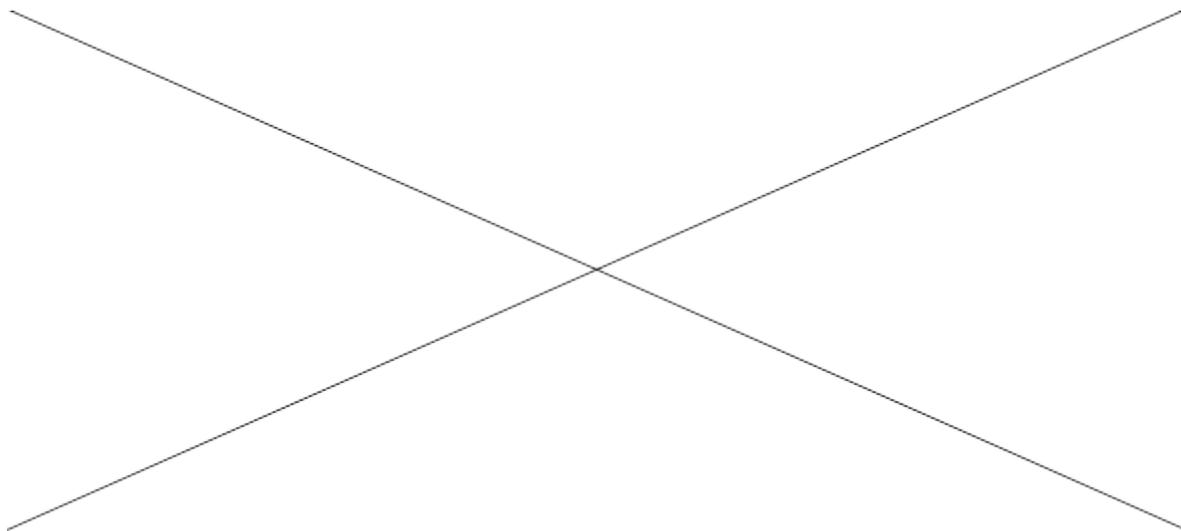
die stillgelegte Hunte zwischen Elzemündung und Schäferhof nach ca. einem Tag mit gereinigtem Wasser gefüllt. Eine direkte Anbindung des Abflusses aus der Fischaufstiegsanlage in die stillgelegte Hunte wird hingegen als ungünstig eingestuft, da die Lockströmung für den Fischaufstieg sich damit kaum erreichen ließe. Diese Betrachtungen gelten jedoch nur für eine entsprechende räumliche Anordnung der Fischaufstiegsanlage.

Fischaufstiegsanlage mit Schleusenkammer - Wasserspeisung durch das Schöpfwerk Meyerhöfen

Eine Wasser-Speisung der Fischtreppe mit Hilfe des Schöpfwerks Meyerhöfen wäre wegen der geringen Förderrate nicht ausreichend. Bei seiner Einzugsgebietsgröße von 2,7 km² und einem mittleren Abfluss von 235 mm/a (Daten NLWKN, Abfluss aus dem Einzugsgebiet der Hunte 1990-2008) ergeben sich im Mittel nur ca. 20 L/s Wasserförderung durch das Schöpfwerk.

6.8.4 Kosten einer Fischaufstiegsanlage

Ein Kostenüberschlag für die Fischaufstiegsanlage findet sich in Tab. 31. Unsicherheiten bei den Kosten resultieren aus der Länge des Fischpasses und je nach Lage der Länge der notwendigen Gräben und Rohrleitung.



Tab. 31: Kosten einer Anlage zur Aufrechterhaltung der Fischwanderungen (Aufstieg und Abstieg) wie in Kap. 6.8.3 beschrieben.

6.8.5 Bewertung einer Fischaufstiegsanlage

Wie zuvor ausgeführt, kann die Fischdurchgängigkeit nicht mit Maßnahmen im Schilfpolder selbst oder mit einem Bypass, bei dem ungereinigtes Wasser am Polder vorbeifließt, erreicht werden, ohne dabei die Ziele hinsichtlich der mit dem Schilfpolder bezweckten P-Retention gravierend zu gefährden. Die Fischdurchgängigkeit könnte daher nur mit einem technischen Bauwerk geschaffen werden.

Allerdings bedarf die Relevanz der Fischdurchgängigkeit des Schilfpoldersystems einer vertiefenden Bewertung. Im Dümmer sterben bei jeder sommerlichen Sauerstoffauszehrung geschätzt mehrere Tonnen an Fisch. Wegen der geringen Wasserqualität im See und wegen der fehlenden submersen Makrophyten ist die Fischfauna auf der ca. 15 km² großen Seefläche zudem degradiert. Offen ist auch, ob der Dümmer - im Vergleich zu den übrigen Gewässern des Landes - für die großräumige Vernetzung insbesondere der Wanderfischarten (z.B. Aal, Lachs) überhaupt eine bedeutende Funktion besitzt.

Die Ziele zum Schutz der Fischfauna und zu deren Wandermöglichkeiten sind gesetzlich festgeschrieben. Allerdings müssen Maßnahmen zur Zielerreichung auch verhältnismäßig sein. Wenn es mit dem Schilfpolder gelingt, den Dümmer u.a. zum Vorteil der Fischfauna zu sanieren, dürfte damit für die dort vorkommenden und sich möglicherweise neu etablierenden Arten mehr gewonnen sein, als ihnen durch fehlende großräumige Wandermöglichkeiten durch das Schilfpoldersystem verloren geht.

Eine Entscheidung über die Realisierung der vorgeschlagenen Anlage zur Erzielung der Fischdurchgängigkeit im Planungsraum obliegt dem Auftraggeber nach einer vergleichenden Gewichtung der Kosten und des Nutzens.

6.9 Naturschutz

6.9.1 Bedeutung für verschiedene Arten

Ein permanent überstautes Feuchtgebiet mit freier Wasserfläche, wie es das geplante Schilfpoldersystem darstellt, ist aus naturschutzfachlicher Sicht besonders wertvoll. Die hier dominierenden Röhrichte bieten Lebensraum für zahlreiche Vogelarten wie Bläsralle (*Fulica atra*) und Teichralle (*Gallinula chloropus*). Die Unterwasserzone ist insbesondere Laichplatz und Larvenhabitat verschiedener Amphibien sowie Lebensraum vieler Wirbelloser. Der geplante Schilfpolder befindet sich teilweise im Naturschutzgebiet westliche Dümmerniederung und angrenzend an die Natura 2000-Gebiete „Dümmer“.

Unter den Wirbellosen lebt eine Reihe von Spezialisten ausschließlich von *Phragmites australis* oder zeigt zumindest eine enge Bindung an die Pflanze. Hierzu zählen die Schilfsackspinne (*Clubiona phragmitis*), die Zweipunkt-Schilfohreule (*Archanara geminipuncta*) oder die Mehligke Pflaumenblattlaus (*Hyalopterus pruni*). Viele dieser Arten können große Populationen aufbauen und somit eine wichtige Nahrungsgrundlage für Vögel bieten (LLUR 2011).

Frösche und Lurche bevorzugen in der Regel besonnte Bereiche für die Laichablage und als Aufenthaltsort. Insbesondere Randzonen sowie lockere, reich strukturierte Röhrichtbestände sind daher Lebensraum zahlreicher Vertreter; dichte und zentrale Rohrbestände werden hingegen weniger genutzt. Regelmäßig laichen innerhalb der Röhrichte u.a. die Erdkröte (*Bufo bufo*), Laubfrosch (*Hyla arborea*), Moorfrosch (*Rana arvalis*) und der Wasserfrosch-Artenkomplex (z.B. *Rana ridibunda*). Weiterhin kommen Rotbauchunke (*Bombina bombina*), Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) und Teichmolche (*Triturus vulgaris*) vor (Ritterbusch 2011).

Von Säugern werden Röhrichte als Nahrungsquelle genutzt und dienen dem Schutz. Eine enge Bindung an das Habitat besitzt die im 19. Jahrhundert eingebürgerte Bisamratte (*Ondatra zibethicus*), die Sprosse und Rhizome frisst und ihre Burgen aus Rohr baut. Ihr Fraßdruck kann Bestände erheblich schädigen. Knospen und Rhizome dienen darüber hinaus folgenden heimischen Arten als Nahrung: Biber (*Castor fiber*), Wildschwein (*Sus scrofa*), Wühlmaus (*Microtus oeconomus*) und Schermaus (*Arvicola terrestris*). In den Röhrichten eines tschechischen Fischteiches wurden 31 Säugetierarten nachgewiesen und für den Bodensee sieben Arten mit direktem Bezug genannt (Ritterbusch 2011).

Die Vögel nutzen Röhrichte als Aufenthaltsort, zur Nahrungssuche, zum Nestbau und als Zufluchtsstätte. Die Abhängigkeit einzelner Arten von Röhrichten ist sehr unterschiedlich. Arten, die ausschließlich oder überwiegend Röhrichte als Habitat zur Nahrungssuche und zum Nisten nutzen, umfassen insbesondere Drossel-, Teich- und Schilfrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*, *A. scirpaceus*, *A. schoenobaenus*), Bartmeise (*Panurus biarmicus*), Rohrschwirl (*Locustella luscinioides*), Rohrdommel (*Botaurus stellaris*), Wasserralle (*Rallus aquaticus*) und Tüpfelsumpfhuhn (*Porzana*

porzana). Eine Übersicht von Vogelarten mit enger Bindung an Röhrichte ist in Ritterbusch (2011) enthalten.

6.9.2 Mahd

Der Schilfschnitt kann aus naturschutzfachlicher Sicht ab November, notfalls auch ab Oktober erfolgen (Belting, pers. Mitt.). Für die hydraulische Effizienz des Schilfpoldersystems ist es sinnvoll, dass die Schilfschnittarbeiten rechtzeitig vor Beginn der Frühjahrshochwässer abgeschlossen sind, da ab ca. März die volle Retentionsleistung des Polders für eine Füllung des Dümmers mit nährstoffarmem Wasser benötigt wird. Sollte jedoch ein spätes Hochwasser zu Ablagerungen und Verfrachtung von Sediment oder Streumaterial im Polder führen, und sollte eine späte Schilfernte für die Verwendung als hochwertiges Dachreet durchgeführt werden, könnten auch noch Maßnahmen und Mahd im zeitigen Frühjahr bis ca. 15.04. notwendig werden.

Unter Artenschutzaspekten wird in der Literatur vielfach eine Mahd in örtlich und zeitlich abwechselnden Abschnitten zur Erhöhung der Strukturvielfalt empfohlen. Zudem sollte ein bestimmter Bereich unberührt bleiben (Ritterbusch 2011). Relevante nachteilige Einflüsse einer winterlichen Mahd sind für die ökologische Funktionalität des Schilfs nicht zu erwarten. Beispielsweise sind die Artenzahlen der Wirbellosen in den zentralen, stärker beschatteten und oft sauerstoffarmen Bereichen vergleichsweise gering, in Randbereichen und eher lockeren Beständen als strukturreiches Habitat hingegen dichter und vielfältiger. Daher wirkt sich die Mahd durch die Auflichtung des Röhrichts, die bessere Sauerstoffversorgung und die frühere Erwärmung u.a. für wirbellose Tiere und Amphibien positiv aus. Vorteilhaft ist zudem, dass mit der Mahd überwinterte Parasiten verringert werden. Auch für Frösche, Lurche und Kriechtiere, die landseitig überwintern, wird durch die Röhrichtauflockerung und frühere Erwärmung eine verstärkte Annahme prognostiziert. Bei der Avifauna ist eine artspezifische Betrachtung erforderlich. Generell profitiert jedoch auch sie von einer durch Mahd erhöhten Strukturvielfalt (ebd., S. 22-31).

6.9.3 Finanzierung

Für die Entwicklung eines entsprechenden Feuchtgebietes werden Kofinanzierungen von bis 75 oder 80 % nicht ausgeschlossen (Belting, pers. Mitt.). Zur abschließenden Klärung der Finanzierung ist insbesondere zu prüfen, ob Mittel von der EU (z.B. Maßnahmen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie), von artenschutzrechtlichen Maßnahmen (z.B. artenschutzrechtliche Ausgleichsmaßnahmen oder Artenhilfsprogrammen), von Kompensationsmaßnahmen nach der nationalen Eingriffsregelung oder von Ersatzzahlungen für nicht kompensierbare Eingriffe zur Verfügung gestellt werden können.

Gegebenenfalls könnte der Bau des Polders auch durch die Durchführung von Kohärenzmaßnahmen teilfinanziert werden. Dies würde allerdings damit einhergehen, dass die betreffende Fläche in das Netz „Natura 2000“ integriert wird, wodurch mögliche Änderungen in der Bewirtschaftung des Schilfpolders nur nach vorheriger FFH-Verträglichkeitsprüfung möglich wären. Möglicherweise würden sich auch Entwicklungsmaßnahmen zur Stabilisierung der geschützten Arten und Lebensräume des Natura 2000-Gebietes, dem die Kohärenzsicherungsfläche zugeordnet wird, auf die Polderfläche erstrecken, was eine flexible, zielgerichtete Bewirtschaftung des Polders erschweren würde.

Die Zielsetzung einer möglichst effektiven Funktion des Schilfpoldersystems für die Phosphorretention und die Zielsetzung der Nutzung des Schilfes als Dachreet mit seinem späten Mahdtermin bis 15.04. kollidiert zum Teil mit den naturschutzfachlichen Forderungen. So richten sich die Wasserstände im Polder in erster Linie nach der effektiven Phosphorretention und nach der Hydrologie. Die Abflüsse der Hunte sind sehr variabel, in extremen Sommern könnte es sogar zu einer weitgehend

vollständigen Austrocknung des Schilfpolders kommen. Neben diesen natürlichen Schwankungen wird eine flexible Steuerung der Wasserstände für das Vegetationsmanagement benötigt. Absenkungen des Wasserspiegels bis hin zum Trockenfallen des Polders sind z.B. wichtig für die Etablierung eines geschlossenen Schilfbestandes. Anhebungen des Wasserstandes können notwendig werden, um konkurrierende Pflanzenarten zu verdrängen. Zudem ist eine Bewirtschaftung des Polders durch Schilfmahd vorgesehen. Diese ist erforderlich, weil mit der Zeit die Ansammlung von Schilfstreu einerseits das Poldervolumen und damit den Wasseraufenthalt und die Phosphorretention verringern würde, andererseits die ungleichmäßig abgelagerte Schilfstreu die Hydraulik des gesamten Polderbeckens negativ beeinflussen könnte. Knickschichten des Schilfes sind deshalb aus Sicht der Poldereffizienz als negativ zu bewerten. Wenn sich durch Ablagerungen Totzonen (nicht von Wasser durchströmte Flächen) oder Kurzschlussströmungen ausbilden, ist von einer zunehmenden Verschlechterung der Phosphorretention auszugehen.

In der Summe dieser Aspekte lässt sich daher feststellen, dass mit der Einrichtung von unbewirtschafteten oder nur eingeschränkt bewirtschaftbaren Flächen der Gesamtflächenbedarf des Schilfpoldersystems steigen würde, wenn weiterhin das Ziel einer hinreichenden Phosphorretention erreicht werden soll.

Als besonders geeignet für den Naturschutz und als nicht kollidierend mit den Zielen eines möglichst effektiven Schilfpoldersystems wäre jedoch die ca. 44 ha große dreieckige Fläche nahe der Elzemündung anzusehen (Abb. 23). Für sie wäre eine kontrollierte Durchströmung eher schwierig zu realisieren, so dass hier Naturschutzbelangen der Vorzug gegeben werden kann. Allerdings muss der Zuschnitt dieser Fläche dahingehend relativiert werden, dass die Zuleitung von der Elze in den nordwestlichen Teil des Schilfpoldersystems am Rande oder je nach hydraulischen Erfordernissen auch mitten durch dieses Gebiet hindurchgehen kann.

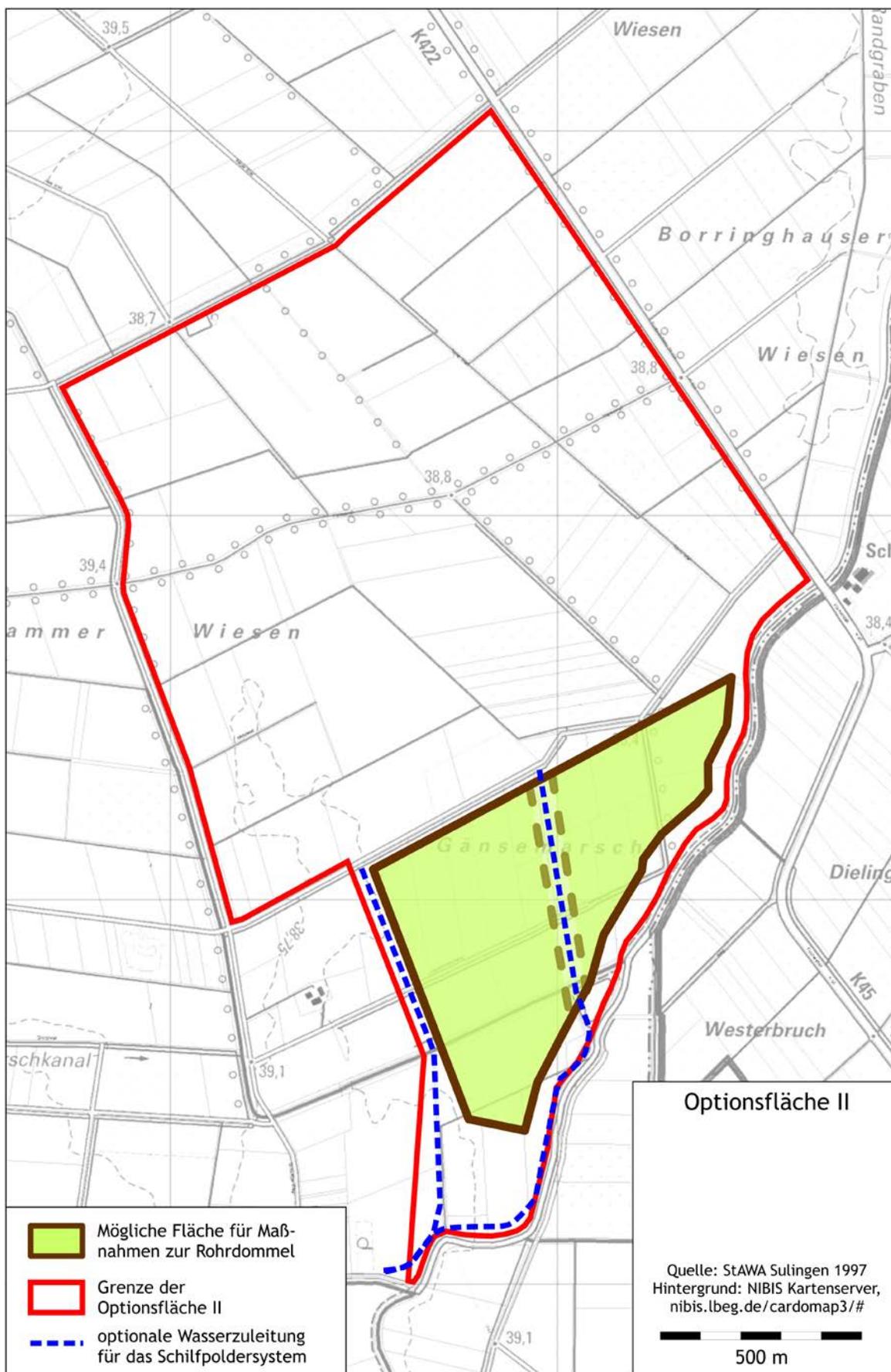


Abb. 23: Mögliche Fläche für Naturschutz-Maßnahmen, Flächengröße etwa 44 ha.

Maßnahmenflächen für die Kohärenzsicherung wie z.B. bei der Rohrdommel (Diekschäfer & Zorn 2011) dürften im Vergleich zu einem auf eine effiziente Hydraulik ausgerichteten Polder eine deutlich geringere Phosphorretention aufweisen. Die Skizze in Kap. 2.7 (Durchgängigkeit der Wasserkörper zwischen den Stillgewässern in Diekschäfer & Zorn 2011) zeigt gewundene offene Tiefwasserbereiche und Wasserläufe (Wassertiefe 1 bis 2 m) mit einem empfohlenen Grenzlinienanteil von 400 m/ha. Für die Besiedlung durch Fische soll eine Durchgängigkeit der Gewässer gewährleistet werden. Hinzu kommen trockenfallende Bereiche (Inseln) im Röhrich. (Diekschäfer & Zorn 2011). Zudem führt die Notwendigkeit, dichtes Altschilf von ca. 10 Jahren ohne Mahd zu entwickeln (Diekschäfer & Zorn 2011), wahrscheinlich zu einem Filz von Schilfdetritus, durch den ebenfalls keine gleichmäßige Wasserströmung mehr stattfinden kann.

Damit sind bereits durch die geforderte Strukturierung Kurzschlussströmungen in den Gewässern und Totzonen des Wasserflusses im Schilf vorhanden, welche bei der Konzeption von effizienten Schilfpoldersystemen unbedingt vermieden werden sollten (vgl. Kap. 6.6).

Weiterhin müssten aufwändige Maßnahmen vorgesehen werden, um das fortwährende Zuwachsen der offenen Wasserflächen mit Schilf sowie eine Verdrängung der Uferpflanzen durch die Art zu verhindern. Ein Vordringen des Schilfs in die Offenwasserflächen ist aufgrund der geringen Wassertiefen im Polder unvermeidbar, da die Art Wasserflächen von bis zu 2 m Tiefe besiedelt, gegenüber anderen Helophyten eine ausgeprägte Dominanz besitzt und infolge der erwartenden sommerlichen Niedrigwasserzeiten seine Ausbreitung mit Hilfe von Leghalmen oder Rhizomen zusätzlich begünstigt wird. Hingegen ist eine gezielte flächenhafte Schilfbewirtschaftung, welche die hohe Phosphorretention der von Schilf bestandenen Polderfläche langfristig erhält, im Konzept nicht vorgesehen. Auch weitere mögliche Bewirtschaftungsmaßnahmen, deren Notwendigkeit sich erst im Betrieb des Schilfpoldersystems erweisen wird (z.B. zeitlich flexible Räumung der Kanäle und Mahd, ggf. in witterungsbedingten Ausnahmefällen sogar zu Beginn der Vegetationsperiode) sind mit diesem Konzept ausgeschlossen.

6.9.4 Rechtliche Rahmenbedingungen

Der Vorrang von Naturschutzziele auf den Maßnahmenflächen für die Kohärenzsicherung gegenüber dem Sanierungsziel „optimale Phosphorretention“ wäre auf einer Kohärenzsicherungsfläche zukünftig dauerhaft gegeben. So erfordern außerhalb von vorhandenen Natura 2000-Gebieten durchgeführte Kohärenzsicherungsflächen zwingend hoheitliche Maßnahmen, insbesondere die Nachmeldung des Gebietes an die EU-Kommission und eine geeignete Form der Sicherung. Dies belegt u.a. der Auslegungsleitfaden zu Artikel 6 Absatz 4 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG (Europäische Kommission 2007a). In ihm ist auf der Seite 16 dargelegt, dass Kohärenzsicherungsmaßnahmen durch die Neuanlage eines Lebensraumes erfolgen können, jedoch in diesem Fall das neue Gebiet in das Netz Natura 2000 einzugliedern ist. Somit wird die Kohärenzsicherungsfläche Bestandteil des strengen FFH-Regimes. Neben einer geeigneten Form des Schutzes für das Gebiet hat dies auch zur Folge, dass ein Managementplan mit den Maßnahmen zur Erreichung eines günstigen Erhaltungszustandes der geschützten Arten und Lebensräume aufzustellen ist. Sofern eine direkt angrenzende, nicht für Ziele der Kohärenzsicherung vorgesehene Polderfläche später als die Kohärenzplanung geplant und realisiert werden würde, wäre hierfür aufgrund ihrer unmittelbaren räumlichen Angrenzung an das Natura 2000-Gebiet ebenfalls eine Prüfung der Verträglichkeit mit dessen Erhaltungszielen erforderlich. Hierdurch können sich selbst für nicht als Natura 2000-Gebiet ausgewiesene Teilbereiche des Schilfpolders Auswirkungen durch das FFH-Regime ergeben, die ggf. nachteilig für die Flexibilität der Polderbewirtschaftung sind.

Zudem ist zu berücksichtigen, dass im Auslegungsleitfaden zu Artikel 6 Absatz 4 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG (Europäische Kommission 2007a) auf der Seite 68 Regelungen zur Durchführungs- und Funktionskontrolle vorgegeben sind, bis die Funktion der Maßnahme sichergestellt ist.

Der Planungsträger für die Kohärenzsicherungsmaßnahme muss somit frühzeitig ein Monitoring und Risikomanagement vorsehen, das bei Defiziten in der Wirksamkeit ein „Gegensteuern“ ermöglichen soll. Hierbei stehen die Belange des Artenschutzes im Vordergrund. Daher sollte frühzeitig zwischen den Planungsbeteiligten abgestimmt werden, dass dieses Risikomanagement nicht die von der Kohärenzsicherung ausgenommene Polderfläche einbezieht (z.B. zur Ausweisung einer extensiv bewirtschafteten „Pufferzone“ mit eingeschränktem Mahdregime u.ä.). Ansonsten besteht die Gefahr, dass auch hierdurch die Wirksamkeit des Polders sowie dessen Bewirtschaftung weiteren Restriktionen unterliegt. Wird der gesamte Polder im Zuge der Kohärenzsicherung finanziert, würde sich das Monitoring und Risikomanagement auf die gesamte Polderfläche erstrecken. Hieraus resultierende Auswirkungen der Artenschutzbelange auf Art und Umfang der Polder-Bewirtschaftung und damit auf das Erreichen der Sanierungsziele wären dann nicht mehr absehbar.

In der Gesamtschau dieser Aspekte erscheint es vorteilhafter, die Fläche über Mittel der EU-Wasserrahmenrichtlinie, über EU-Life oder über die naturschutzrechtliche Ausgleichsregelung (Ausgleich, Ersatz) zu finanzieren. Hierbei bestehen flexible Möglichkeiten der Anerkennung - auch im Hinblick auf die Zielarten. Würde zum Beispiel vorrangig auf Arten abgestellt werden, die Röhricht teilweise, aber nicht ausschließlich nutzen (z.B. Amphibien, bestimmte Vertreter der Avifauna), wären Belange des Naturschutzes und der Polderbewirtschaftung deutlich besser in Einklang zu bringen.

6.9.5 Zielsetzungen „Phosphorretention“ versus „Naturschutz“

Zielsetzung des geplanten Schilfpoldersystems ist der effiziente Rückhalt von Phosphor im Wasser der Hunte. Dies soll gegenüber früheren Planungen über ein möglichst flächensparendes Schilfpoldersystem umgesetzt werden, d.h. die **Fläche** für den Polder ist so weit als möglich zu verkleinern. Insgesamt besitzt eine effiziente Phosphorretention auf minimierter Schilfpolderfläche folgende Randbedingungen:

1. Für eine hohe spezifische Phosphorretentionsleistung ist eine möglichst gleichmäßige Durchströmung („*plug flow*“) unabdingbar. Die innerhalb eines Schilfpolders liegenden **Gräben** sind entsprechend ausschließlich quer zur Fließrichtung angeordnet und dienen der Vergleichmäßigung der breitflächigen Durchströmung des Schilfpolders. In den einzelnen Poldern gibt es keine Gräben in Fließrichtung des Wassers.
2. **Kurzschlussströmungen** im bewachsenen Teil des Polders, die sich durch Vertiefungen und ungleichmäßigen Bewuchs ergeben, werden u.a. durch die Struktur und Vegetation der Fläche sowie die regelmäßige Schilfbewirtschaftung so weit als möglich vermieden.
3. Außerdem müssen auch **Totzonen**, die sich entweder durch eine ungleichmäßige Topographie ergeben, oder durch die Anhäufung von Schilfdetritus entstehen können, vermieden werden. Auch hierzu trägt die Struktur der Fläche, ihre Vegetation und die regelmäßige Schilfbewirtschaftung bei.
4. Eine effiziente Retention und Sedimentation des Phosphors ist mit einer theoretischen **Wasseraufenthaltszeit** in der Größenordnung von 2 Tagen verbunden, welche durch eine Steuerung des Wasserstandes in Abhängigkeit vom Zufluss erreicht wird.
5. Für eine effiziente Reinigung des Huntewassers sind die in den Monaten März und April zu erwartenden Winter- bzw. Frühjahrs-Hochwässer besonders zu betrachten. Mit ihnen wird eine überproportional hohe Phosphorkonzentration und damit eine sehr hohe Phosphorfracht in der Hunte transportiert. Im Polder kommt es dabei zu höheren Fließgeschwindigkeit und zu

einem Rückstau im Einlaufbereich. In dieser Zeit ist es besonders wichtig, dass keine oder nur geringe Anhäufungen von **Schilfdetritus** im Polder vorhanden sind. Für eine optimale Schilfpolderfunktion ist daher anzustreben, die Option einer jährlichen Mahd des Schilfs - und im Bedarfsfall auch einer Räumung von Schilfdetritus in kritischen Zonen noch im Monat März bis Mitte April - zu besitzen.

6. Eine notwendige Bewirtschaftungsmaßnahme zur Steuerung der Vegetation und zur Entnahme von sich aufhöhemdem Bodensubstrat ist die sommerliche Absenkung des Wasserstandes bis hin zum Trockenfallen.
7. Insgesamt wird das Schilfpoldersystem mit hydrologischen und hydraulischen Maßnahmen sowie mit Hilfe von angepassten Bewirtschaftungs-Maßnahmen zielgerichtet auf eine effiziente Phosphorretention ausgerichtet.

Demgegenüber hat die Zielsetzung „Naturschutz“ folgende **Randbedingungen**:

Die für den Naturschutzteil benötigte **Fläche** müsste größtenteils zusätzlich bereitgestellt werden, da in diesem Teil der Schilfpolder infolge der hydrologischen und hydraulischen Rahmenbedingungen sowie infolge der extensiven oder gar nicht erfolgenden Schilfnutzung (Folge: Detritusanreicherung) keine gleich hohe Phosphorretention erreichen kann:

1. Eine gleichmäßige flächige Durchströmung ist in einem Lebensraum für die Kohärenzsicherung nicht vorgesehen (Diekschäfer & Zorn 2011). Die gewundenen offenen **Wasserflächen** sind miteinander verbunden und werden auch längs zur Fließrichtung des Wassers im Polder durchströmt.
2. Durch die gewundenen Kanäle, die für die Besiedlung und den Austausch der Fische auch untereinander verbunden sind, sind für die Phosphor-Retention des Schilfpolders nachteilige **Kurzschlussströmungen** systemimmanent.
3. Zudem haben die konzipierten einzelnen Schilfflächen eine auf die Bedürfnisse des Artenschutzes ausgerichtete unebene Poldersohle und weisen deshalb teilweise höheren hydraulischen Widerstand (**Totzonen** des Wasserflusses) auf.
4. Es wird geschätzt, dass hier eingeleitetes Wasser den Polder bereits nach **Stunden** mehr oder weniger ungereinigt verlässt.
5. Die Naturschutzfläche soll für die Ansprüche der Wasservögel über mehrere Jahre unbewirtschaftet bleiben. Dadurch häuft sich im Röhricht **Schilfdetritus** an und es kommt in den offenen Wasserflächen zu Ablagerungen. Dieses gesamte Material könnte durch die Hochwässer in den Monaten März und April verfrachtet und umgelagert werden und nach seiner Ablagerung neue Strömungshindernisse ausbilden. Diese vermindern die hydraulische Effizienz des Polders und damit seine Phosphorretentionsfähigkeit. In der Summe müsste ein nicht regelmäßig gemähter Polder vermutlich größer ausfallen, um die gleichen Hochwässer zu verkräften und die gleiche Phosphorretention zu erreichen, wie ein kleinerer, gut gepflegter Polder. Dies gilt auch bei einer nur 2-jährig durchgeführten Mahd. Auch hier kann sich Altschilf anhäufen, das im Polder zu einer ungleichmäßigen Hydraulik führen kann.
6. Sommerliche Niedrigwasserzeiten zur Steuerung der Vegetation und zur Bewirtschaftung sind mit Blick auf die Wasservögel nachteilig und würden daher voraussichtlich nicht angestrebt werden.
7. Die Ansiedlung von nach der EU-Vogelschutzrichtlinie besonders relevanten Arten im Schilfpoldersystem würde höchstwahrscheinlich dazu führen, dass mindestens die betroffenen

Schilfpolder unter ein strenges **Naturschutz-** oder FFH-Regime fallen. Hierdurch entstehen Auswirkungen auf die Aufstellung, Genehmigung und Einhaltung von Bewirtschaftungsplänen, was einer effizienten und kurzfristig geplanten Polderbewirtschaftung mit dem Ziel einer hohen spezifischen Phosphorretention entgegensteht.

Im Ergebnis muss daher davon ausgegangen werden, dass ein für den Naturschutz entwickelter Schilfpolder bei der Realisierung einen deutlich geringeren Beitrag zur Retention von Phosphor aus der Hunte leisten könnte. Stattdessen würde diese Planung vorrangig als eine Investition in Naturschutzmaßnahmen zu bewerten sein, die den Anteil an naturschutzrelevanten Flächen in und angrenzend zum Dümmer erhöhen würde, ohne dass diese Flächen in gleichem Maße zur Nährstoffentlastung des Dümmers beigetragen könnten wie ein effizient bewirtschafteter Polder.

7 Monitoring des Schilfpoldersystems und des Dümmers

Für die Kontrolle und Optimierung des Schilfpoldersystems wird ein Monitoring mit täglichen Messungen zur Phosphorbilanzierung notwendig. Daneben bedarf es der Erhebung limnologischer Standardparameter in einem weniger dichten Proberaster. Die Erhebung limnologischer Standardparameter im Dümmer ist wichtig, um die Entwicklung der Prozesse im See unter dem Einfluss der P-Frachtreduktion einschätzen zu können (vgl. auch Fazit in Kap. 6.5.7).

Sofern für das Monitoring automatische Messsonden oder Messverfahren eingesetzt werden, ist ihre fachgerechte Kalibrierung sicherzustellen.

Hinsichtlich der Station Hunte Schäferhof ist zu berücksichtigen, dass ihre Lage direkt am Ablauf aus dem Schilfpoldersystem ungünstig ist und evtl. eine Verlegung oder Modifikation notwendig wird.

Das Monitoring-Programm sollte separat erstellt werden.

8 Erfolgsaussichten eines Schilfpoldersystems und Prognose für den See

Die vorgeschlagene Sanierungsmaßnahme „Schilfpoldersystem“ ist die beste verfügbare Maßnahme für eine erfolgreiche Sanierung des Dümmers und wird grundsätzlich als alternativlos eingeschätzt. Als vergleichsweise unsicher wird dagegen die Einschätzung zu der dafür gerade ausreichenden, nicht überdimensionierten Nettopolderfläche eingestuft.

Damit reduziert sich die Frage nach den Erfolgsaussichten eines Schilfpoldersystems auf folgenden Punkt: Wie groß muss ein Schilfpoldersystem für einen Sanierungserfolg im Dümmer mindestens sein? Diese Frage und die daraus abgeleitete Umsetzung des Schilfpoldersystems in Bauphasen wurde im Zusammenhang mit den Berechnungen zur Dimensionierung in Kap. 6.5.8 (Empfehlungen zur Poldergröße - Zusammenfassende Bewertung der Ansätze zur Dimensionierung, S. 86) ausführlich diskutiert.

Das Ergebnis lautete wie folgt: Durch die Aufteilung des Baus in Bauphasen mit einer sukzessiven Vergrößerung der Polderfläche und durch die Möglichkeit, bislang nicht berücksichtigte Maßnahmen zur Senkung der Phosphorlast bzw. der Effizienz des Schilfpoldersystems zu ergreifen (vgl. Kap. 6.6), kann eine hohe Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Sanierung des Dümmers grundsätzlich angenommen werden.

Im Folgenden werden die Unsicherheiten hinsichtlich der notwendigen Flächengrößen zusammengefasst.

8.1 Prognose der Phosphorretention im Schilfpoldersystem

Auf die Unsicherheiten der Prognose der Phosphorretention in einem Schilfpoldersystem wurde im Kap. 6.5 (Dimensionierung und Retentionsleistung des Schilfpoldersystems) hingewiesen. Als relativ unsicher muss die im P-k-C* Modell verwendete Geschwindigkeitskonstante k der Phosphorretention angesehen werden. Dieses Defizit ließe sich nur durch einen erneuten mehrjährigen Versuchspolderbetrieb mit Forschungs-Charakter teilweise beheben. Unter pragmatischen Gesichtspunkten ist diese Vorgehensweise allerdings kaum geeignet, die dringenden Probleme mit der Wasserqualität des Dümmers in einem akzeptablen Zeitraum zu lösen.

Es wird davon ausgegangen, dass sich Probleme durch eine nicht präzise bekannte Geschwindigkeitskonstante k mit der bereits erwähnten Aufteilung in Bauphasen und mit den zusätzlichen Möglichkeiten zur P-Frachtverringerng kompensieren lassen.

8.2 Voraussetzungen für einen Sanierungserfolg im Dümmer

Zusammenhang von Phosphorkonzentration und Wasserqualität

Zwar wird die Phosphorkonzentration in allen limnologischen Analysen zu Recht als die Hauptsteuerungsgröße für die Wasserqualität des Dümmers angesehen. Alle Modellvorstellungen über den Zusammenhang von Phosphorkonzentration und Wasserqualität eines Sees sind aber mit einer hohen Unsicherheit behaftet. Dies wurde auch von Nixdorf bei einem Vortrag auf der 2. Limnologischen Fachtagung Dümmer See im April 2012 deutlich (Nixdorf *et al.* 2012)

Wenig hilfreich für die Vorhersage der Wasserqualität erscheinen Eutrophierungsmodelle. Das bekannte Vollenweider-Modell (Vollenweider 1968) ist nur für tiefe und große Seen geeignet. Es ist für den Dümmer wegen seiner geringen Wassertiefe und der bekannten Problematik der Sedimentresuspension sowie der sommerlichen internen P-Düngung nicht anwendbar. Die Schwankungsbreite der Vorhersage ist außerdem so groß, dass fast ein Faktor von 10 z.B. für die Vorhersage der Konzentration von P im See angenommen werden kann (Ahlgren *et al.* 1988).

Es ist in der Limnologie (Gewässerökologie) Konsens, dass ein Wechsel von Plankton- zu Litoralzöonen trotz einer gewissen Variationsbreite bei einer Konzentration von ca. 40-50 µg P/L im Zulauf zum See erreicht werden kann, in Einzelfällen aber immer noch nicht erreicht wird. Als Sanierungsziel für den Dümmer nennt Poltz (1990) deutlich unter 100 µg P/L, besser 50 µg P/L. Nach Chorus (1995) bewirken verminderte P-Einträge in einen See zunächst eine Veränderung der Artenzusammensetzung, unter 80 µg/L eine Verminderung der sommerlichen Phytoplanktonmaxima, und unter 40-50 µg/L wahrscheinlich einen deutlichen Rückgang der Phytoplanktondichte - was das Ziel für den Dümmer ist. Søndergaard *et al.* (2005) beschreiben in ihrer Analyse von 709 dänischen Seen, dass eine deutliche Erhöhung der Makrophytendichte unterhalb einer Konzentration von 50 µg P/L erwartet werden kann und dass die Biovolumina des Phytoplanktons (einschließlich der Cyanobakterien) ebenfalls unter 50 µg P/L deutlich abnehmen.

Die Wirksamkeit einer Begrenzung der P-Zufuhr ist von vielen Faktoren abhängig. Dazu gehören die mittlere Tiefe, die interne P-Freisetzung im Frühjahr und Sommer, die Wasserhärte und die damit zusammenhängende Kalzitfällung von Phosphor, die Windexposition und die Mischungsintensität (einschließlich der Resuspension von Partikeln) (Benndorf 1987). Für den Dümmer sind alle genannten, auf das Sediment bezogenen Faktoren als kritisch zu bewerten. Windexposition, das Vorkommen von Treibmudde und andere Faktoren in Flachseen können zu einer zeitlichen Verzögerung des Sanierungserfolges von typischerweise 10-15 Jahren führen (Jeppesen *et al.* 2005). Ein solches Szenario kann auch für den Dümmer nicht ausgeschlossen werden.

Gutachterlich wird jedoch aufgrund der nachfolgend beschriebenen Beobachtungen davon ausgegangen, dass zurzeit für den Dümmer günstige Voraussetzungen für einen raschen Sanierungserfolg trotz der vergleichsweise geringen Dimensionierung des geplanten Schilfpoldersystems bestehen.

Unterwasserpflanzen und Aufwuchs

Seit etwa 1999 wird bei Befahrungen des Dümmer wieder die seit ca. 1960 verschwundene Unterwasservegetation gefunden (Blüml *et al.* 2008). Im Frühjahr 2012 kam es im Dümmer zu einer durch eine hohe Daphnienpopulation verursachten langandauernden Klarwasserphase, bei der auch im ganzen See submerse Makrophyten am Grund gefunden wurden (Tornow, Schuster, pers. Mitt.). Aus der Sedimentkartierung ist bekannt, dass sich die lockeren organischen Sedimente im südlichen und westlichen Seeteil konzentrieren (Ripl 1983). Diese als „Treibmudde“ charakterisierbaren Sedimente können zwar bei wechselnden Winden überall im See auftreten (Poltz 1990). Generell finden sich aber im östlichen und nördlichen Seeteil sehr weite Bereiche mit wenig Treibmudde, die eine Besiedlung mit submersen Makrophyten ermöglichen. In diesem Punkt ist der Dümmer günstiger als andere Flachseen einzuschätzen, die oftmals ausgedehnte organische Sedimente haben, die einer Besiedlung mit Makrophyten entgegen stehen. Der Grund dafür dürfte die windexponierte Lage und die intensive Turbulenz im Dümmer sein, welche organische Sedimente immer wieder umlagert und dabei auch teiloxidiert.

Zooplankton, Fischfauna und Nahrungskettenmanagement

Die lange Periode im Frühjahr 2012 mit hoher Sichttiefe steht sicher in Zusammenhang mit der beobachteten hohen Dichte von Zooplankton (Daphnien). Es wird vermutet, dass deren hohe Dichte mit Veränderungen in der Fischzönose (Ausfall der mittleren Jahrgänge) in Zusammenhang steht. Die Veränderungen der Fischzönose könnten auf dem Fraßdruck von am Dümmer ansässigen Kormoranen oder auf natürlichen Schwankungen der Fischzönose beruhen. Die tatsächlichen Gründe dafür sind zwar unklar. Tatsache ist jedoch, dass die zönotischen Veränderungen im Dümmer wie ein anthropogen initiiertes Nahrungskettenmanagement (vgl. Kap. 4.4.2.6) aufgefasst werden können. Dieses „Nahrungskettenmanagement“ könnte helfen, den Hysteresis-Effekt einer verzögerten Antwort des Sees auf eine Entlastung der Phosphoreinträge und einer verzögerten Ausdehnung von submersen Makrophyten (Scheffer 1998) zu vermeiden (Nixdorf *et al.* 2012).

In der Region wird diskutiert, eine Daphnien fressende Fischfauna durch Schutzmaßnahmen und durch Kormoranvergrämung wiederherzustellen (Klefoth 2012). Aus Sicht der Dümmersanierung erscheint es jedoch kontraproduktiv, die zurzeit ablaufende „Biomaniipulation“ aktiv zu beenden. Mit diesen Maßnahmen würde man den Dümmer in einen Zustand versetzen, in dem eine Nichtreaktion oder verzögerte Reaktion auf die Sanierungsmaßnahmen wahrscheinlicher wird.

Das Potential für eine rasche Besiedlung des Dümmer durch submerse Makrophyten ist sehr groß. Daher besteht die Möglichkeit eines wesentlich rascheren Erfolges einer Phosphorentlastung, als es bei anderen Flachseen der Fall wäre. In der gegenwärtigen Situation ist die Phosphorbelastung mit mittleren Konzentrationen um 160 µg/L allerdings noch so hoch, dass sich 2012 neben den wachsenden Makrophyten zum Sommer hin auch sehr dichte Blüten von Cyanobakterien ausgebildet haben und dies auch weiter tun werden, wenn die Phosphorbelastung nicht drastisch reduziert wird.

8.3 Vergleich mit anderen Seen

Steinhuder Meer

Im Steinhuder Meer kam es 1999 bei Gesamt-Phosphorkonzentration um 90-170 µg/L zu einem Zusammenbruch der vorherrschenden, das Wasser stark trübenden Phytoplanktonzönose aus Cyanobakterien. In den Folgejahren siedelten sich Fadenalgen (*Spirogyra*), submerse Makrophyten und Schwimmblattpflanzen im Steinhuder Meer an. Besonders hervor trat die aus Nordamerika stammende *Elodea nutallii* (Schmalblättrige Wasserpest), die allerdings ab Frühjahr 2003 aus ungeklärten Gründen wieder fast vollständig verschwand. Seitdem kommen eher Laichkräuter - allerdings nicht flächendeckend - vor. Von ca. Anfang 1999 bis Anfang 2003 war dementsprechend die Sichttiefe relativ hoch und die Konzentration von Gesamtphosphor relativ gering (ca. 60 µg/L). Danach kam es in dem See wieder zu einer Dominanz der Phytoplanktonzönose mit der entsprechenden Verschlechterung der Sichttiefe und einer Erhöhung der Gesamtphosphorkonzentration. Das Steinhuder Meer wird demnach wieder als stark eutroph bis polytroph gekennzeichnet. (NLWKN 2010b). Die Phosphorkonzentration liegt jetzt bei etwa 60 µg P/L mit Schwankungen von ± 10 µg/L und auch darüber. Es treten Blaualgen auf. Allerdings handelt es sich um andere Arten als im Dümmer (*Aphanizomenon gracile*, *Anabaena lemmermannii*). Auch sind die Biomassen deutlich geringer. (Schuster, NLWKN, pers. Mitt.).

Das Beispiel Steinhuder Meer zeigt das Potential für makrophytendominierte Seen in der Region. Zwar wird im konkreten Fall auch ihre Instabilität belegt. Im Steinhuder Meer ist jedoch - anders als beim Dümmer - die externe Phosphorbelastung nicht so genau bekannt und ggf. auch nicht vergleichbar gut steuerbar.

Rangsdorfer See, Ivenacker See und Großer Seddiner See

Der Vergleich mit dem Rangsdorfer See (Land Brandenburg) und dem Ivenacker See (Mecklenburg-Vorpommern) bietet sich an, da diese Seen bei hohen Phosphorkonzentrationen im Wasser ausgehende Unterwasservegetation besitzen. Hierdurch könnte der Eindruck entstehen, ein Sanierungsziel von 50 µg P/L im Zulauf des Dümmers wäre zu streng. Der Rangsdorfer und der Ivenacker See waren beide früher planktondominiert und sind von ihrer Umgebung soweit hydrologisch isoliert, dass die Fische weder bei Sauerstoffmangel ausweichen können noch eine rasche Wiederbesiedlung nach einem Fischsterben eintritt.

Im langanhaltenden Winter 2009/2010 kam es im Rangsdorfer und im Ivenacker See zu einem wahrscheinlich vollständigen Fischsterben.

Der 244 ha große Rangsdorfer See (Land Brandenburg, südlich von Berlin) ist ein polymiktischer Flachsee mit im Mittel 1,7 m Wassertiefe. 2007 wurde eine mittlere Gesamt-P-Konzentration von 0,076 mg P/L gemessen. Der See war planktondominiert mit mittleren Sichttiefen von 0,47 m einem Chlorophyll-a-Gehalt von 139 µg/L. In dem langen, kalten Winter 2009/2010 kam es unter Eis zu einem massiven Fischsterben mit 300 t totem Fisch. Obwohl der Gesamt-P-Gehalt 2010 und 2011 auf 0,247 und 0,205 mg P/L anstieg, entwickelte sich kein Plankton mehr, sondern 2010 zunächst einzeln, 2011 aber massiv eine submerse Makrophytengesellschaft mit Sichttiefen im Wasser von 1,58 und 2,6 m. Der Chlorophyll-a-Gehalt sank auf 21 und 8,5 µg/L. (Arp & Koppelmeyer 2012). Aktuell schwingt der Rangsdorfer See wieder in den planktondominierten Zustand zurück. Während er im Juli 2012 noch klares Wasser aufwies, wurde er im August 2012 planktondominiert mit einer Sichttiefe von 35 cm (Arp, Koppelmeyer, pers. Mitt.). Dieses Beispiel verdeutlicht, dass Gesamt-P-Gehalte von 0,2 mg/L nur zeitweise nicht zur Planktondominanz führen, wenn die Komponenten der Nahrungspyramide - wie hier durch ein Fischsterben - aus dem Gleichgewicht gekommen sind.

Der Ivenacker See mit einer mittleren Tiefe von 1,1 m hatte 2003 zur Frühjahrszirkulation einen mittleren P-Gehalt von 90 µg P/L und eine sommerliche Sichttiefe von 26 cm. Seit dem Fischsterben

liegt der Phytoplanktongehalt bei unter $10 \text{ mm}^3/\text{L}$ und submerse Makrophyten haben sich ausgebreitet. 2010 lagen die Ges-P-Gehalte bei $115 \text{ }\mu\text{g}/\text{L}$. Der geringe Phytoplanktongehalt ist wahrscheinlich vor allem durch das Zooplankton und den fehlenden Fraßdruck der Fische auf das Zooplankton bedingt. (Sandrock & Scharf 2011).

Das andere Extrem bildet der Große Seddiner See (Land Brandenburg) mit einer mittleren Tiefe von 3 m. Der See hatte 2009 nach Durchführung einer Phosphorfällung einen mittleren P-Gehalt von $30 \text{ }\mu\text{g}/\text{L}$. Zeitweise lag der P-Gehalt sogar unter $20 \text{ }\mu\text{g}/\text{L}$. Trotzdem ist der von Silber- und Marmorkarpfen bevölkerte See planktondominiert. Allerdings kommt es langsam zu einer Ausbreitung der Makrophyten. (Poltz, pers. Mitt.; Arp & Koppelmeyer 2010; Höhne, Landesumweltamt Brandenburg, pers. Mitt.).

Alle drei betrachteten Seen mit ihren Extrembedingungen hinsichtlich Phosphorgehalt und Dominanz von Plankton bzw. Makrophyten haben in jüngster Vergangenheit extreme Veränderungen der P-Gehalte (Großer Seddiner See) oder Fischfauna (Rangsdorfer See, Ivenacker See) durchlaufen. Es kann daher nicht davon ausgegangen werden, dass diese Seen sich im Gleichgewicht befinden. Bei der Fischfauna ist davon auszugehen, dass eine Einstellung des Gleichgewichtes mehrere Fischgenerationen (also mehrere Jahre) dauern wird. Eine Übertragung der Verhältnisse auf die Situation am Dümmer wäre damit nicht sachgerecht.

8.4 Erfolgsprognose für einen Sanierungserfolg im Dümmer

Die mittlere Phosphor-Konzentration in der Hunte als Zufluss zum Dümmer lag vor 2009 bei $248 \text{ }\mu\text{g P}/\text{L}$, seit der Bornbachumleitung lag sie in den Jahren 2010/2011 bei im Mittel $163 \text{ }\mu\text{g P}/\text{L}$ (arithmetische Mittel). Schon in den 1980er Jahren war betont worden, dass für die Sanierung des Dümmers eine Zielkonzentration von ca. $50 \text{ }\mu\text{g P}/\text{L}$ notwendig ist. Keine der bisherigen Maßnahmen - auch nicht die Bornbachumleitung - hat diese Konzentration tatsächlich zum Ziel gehabt. Mit dem Bau des Schilfpoldersystems wird erstmals angestrebt, die Sanierung des Dümmers mit dieser Zielkonzentration zu erreichen. Der Bau des Schilfpoldersystems ist von Anfang an als die wichtigste Maßnahme zur Sanierung des Dümmers bezeichnet worden. Zu dieser grundsätzlichen Einschätzung kommen auch die Verfasser des vorliegenden Gutachtens.

Eine hohe bis sehr hohe Erfolgswahrscheinlichkeit kann allerdings nur bei einer ausreichend großen Fläche des Schilfpoldersystems als relativ sicher angenommen werden. Diese Flächengröße wurde für das Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ mit $2,9 \text{ km}^2$ Nettopolderfläche abgeschätzt (vgl. Kap. 6.5.6, Dimensionierung nach volumengewichteten Mittelwerten im März). Bei Bau eines kleineren Schilfpoldersystems sinkt die Erfolgsaussicht. Jedoch wird bei $1,35 \text{ km}^2$ Nettopolderfläche noch immer eine mittlere Erfolgswahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Sanierung prognostiziert. Eine gute Erfolgsaussicht besteht bei einer Nettopolderfläche von $1,95 \text{ km}^2$. Aus pragmatischen Gründen (Einrichtung einer rechteckigen Flächen, Skalierbarkeit der Polderfläche in Bauphasen) wurde ein Vorschlag gemacht, bei dem die genannten Ziele wahrscheinlich auch mit $1,26 \text{ km}^2$ und $1,62 \text{ km}^2$ Nettopolderfläche erreicht werden können (vgl. Kap. 9.1).

Der Bau eines Polders auf der Optionsfläche II für ein Szenario „Null%-P-Reduktion“ wäre wegen eines Flächenbedarfs von über 3 km^2 nicht möglich (vgl. Tab. 27). Die ausführliche Diskussion des Zusammenhanges „Erfolgswahrscheinlichkeit für eine Sanierung des Dümmers“ und „Größe der Nettofläche des Schilfpoldersystems“ findet sich in Kap. 6.5.6.

Wegen der geringen Flächenverfügbarkeit sollte vorzugsweise das Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ der P-Einträge aus dem Einzugsgebiet verfolgt werden. Als flankierende Maßnahmen sollten Minderungen des Phosphorausstrags aus dem Einzugsgebiet in dem besonders kritischen Monat März durchgeführt werden (vgl. Kap. 6.6).

Der Vorzug der gewählten Vorgehensweise liegt darin, möglichst effektiv die tatsächlich benötigte Poldergröße zur Realisierung kommen zu lassen und einen unnötigen *worst-case*-Ansatz in der Dimensionierung zu vermeiden.

8.5 Prognose für den Dümmer bei Nicht-Durchführung der Maßnahme „Bau eines Schilfpoldersystems“

Bei Nicht-Bau des Schilfpoldersystems wird der Dümmer weiterhin hohe Phosphorkonzentrationen und daher im Sommer weiterhin hohe Planktondichten aufweisen. Auch Blaualgen mit ihren negativen Auswirkungen auf den Badebetrieb und die Geruchsentwicklung im Spätsommer im See und in den Abflüssen werden mit hoher Wahrscheinlichkeit weiter auftreten. Die „Notmaßnahmen“ zur Erhaltung des Sees (Teilentschlammung, Stützung des Sauerstoffhalts) müssten weiter durchgeführt werden.

9 Technische und wirtschaftliche Betrachtung

9.1 Allgemeines, Verortung des Schilfpoldersystems und Bauabschnitte

Auf der in der Vorentwurfsplanung (StAWA Sulingen 1997) vorgeschlagene Optionsfläche I nordöstliche der Kreisstraße 422 sind inzwischen mit EU-Fördermitteln Feuchtwiesen entwickelt worden. Da im Falle einer Nutzung als Schilfpoldersystem die Fördermittel höchstwahrscheinlich zurückgefordert würden, steht die Optionsfläche I nicht mehr zur Verfügung.

Für die Optionsfläche II (südwestlich der Kreisstraße 422) wurden durch die Vorentwurfsplanung (StAWA Sulingen 1997) verschiedene Varianten mit 1. Rückstau der Hunte unterhalb des Wehres Hunteburg, 2. mit einem Schöpfwerk und 3. mit der Umleitung der oberen Hunte oberhalb des Wehres Hunteburg in die Elze und aus der Elze wiederum in das Schilfpoldersystem vorgeschlagen.

Ein Rückstau der Hunte mit den dadurch verursachten Vernässungen im Bereich oberhalb des Schilfpoldersystems erscheint nicht akzeptabel. Der Bau eines Schöpfwerkes (immerhin mit Pumpleistung für maximale Abflüsse über $10 \text{ m}^3/\text{s}$) erscheinen zu teuer und sein Betrieb nicht nachhaltig finanzierbar.

Als Vorzugsvariante wird deshalb die Variante „Optionsfläche II, Alternative 1, Variante 3“ (StAWA Sulingen 1997) angesehen.

Die vorläufige Planung sieht eine Untergliederung des Baus in mehrere Phasen vor. Die Bauphasen können mit der in Kap. 6.5 beschriebenen Dimensionierung des Schilfpoldersystems verbunden werden.

Die im Kap. 9 entwickelte vorläufige Planung ist mit den verschiedenen Bauabschnitten ist in Abb. 24 dargestellt. Für die einzelnen Bauphasen werden die in Tab. 32 aufgeführten Netto- und Bruttoflächen benötigt.

Bauphasen Polder (P) Sonderflächen	Anzahl Einzel- polder	Länge m /Einzel- polder	Breite m /Einzel- polder	Netto- fläche ha	Summe Netto Polderfläche ha	Brutto- fläche ha	Summe Brutto Polderfläche ha	Bemerkungen zur Polderflächensum- me
P 1.1	8	300	150	36				
P 1.2	10	300	150	45	81	104	104	
P 2	10	300	150	45	126	56,2	160,2	P1 und P2
P 3	8	300	150	36	162	41,6	201,8	P1 bis P3
Wirtschafts- fläche						10,3	212,1	P1 bis P3 und Wirtschaftsfläche
Zuleitung						3,15	215,25	P1 bis P3, Wirtschaftsfläche und Zuleitung

Tab. 32: Nettopolderfläche (Wasser- und Schilffläche) und Bruttopolderfläche (Wasser-, Schilffläche, Dämme, Wege, Wirtschaftsflächen etc.) der einzelnen Bauphasen nach der in Abb. 24 dargestellten vorläufigen Planung des Schilfpoldersystems. (¹ Die Bauphasen 2 und 3 können bei Bedarf getauscht werden.) (Planung: G. Köhler)

Die in der ersten Bauphase (1. Bauabschnitt mit 1.1 und 1.2) vorgesehene Fläche ist vor dem Hintergrund der bereits in Landesbesitz befindlichen Flächen in Abb. 25 dargestellt.

Die vorläufige Kostenannahme dient der grob überschlägigen Ermittlung der zu erwartenden Gesamtkosten und wird anhand entsprechender Erfahrungswerte oder typisierender Kennwerte ermittelt. Grundlage ist ein grober Massenüberschlag wesentlicher Teilleistungen der Bauaufgabe. Diese kann bei Vergabe weitergehender Planungsleistungen -dem Zeitpunkt eines Vertragsabschlusses angepasst -für anrechenbare Kosten in Ansatz gebracht werden. Sie müssen für weitere haushalts-technische Überlegungen mindestens bis zum Planungsstatus einer Vorplanung nach HOAI und den Richtlinien für die Durchführung von Bauaufgaben fortgeschrieben werden. Die vorläufige Kostenannahme ist nicht Gegenstand der DIN.

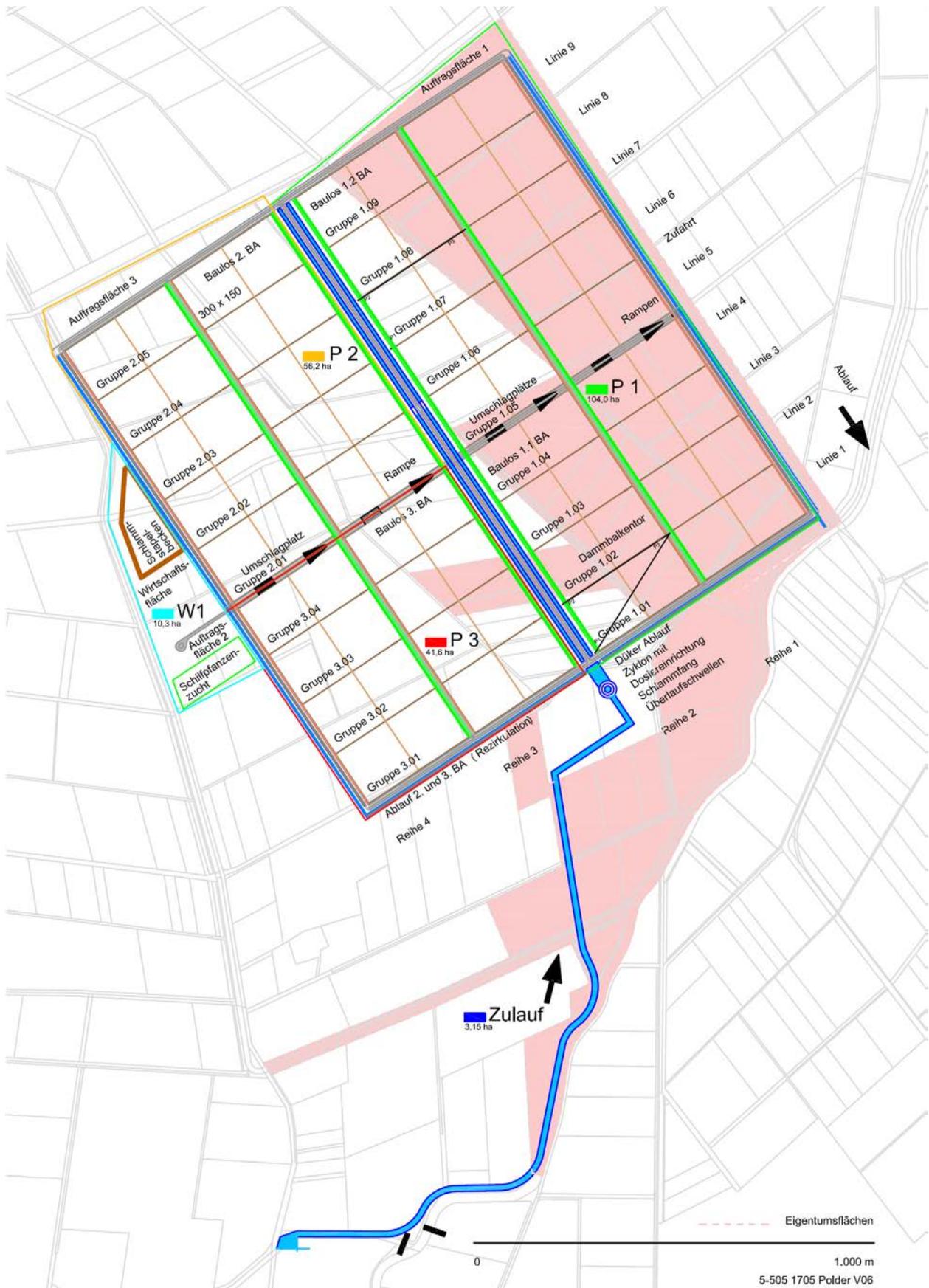


Abb. 24: Vorläufige Planung Schilfpoldersystem auf Teilen der Optionsfläche II. Darstellung landeseigener Flächen. Die Phasen P2 und P3 können getauscht werden. (Planung und Zeichnung: G. Köhler. Hintergrundkarte: NLWKN. Landeseigene Flächen: LGLN)

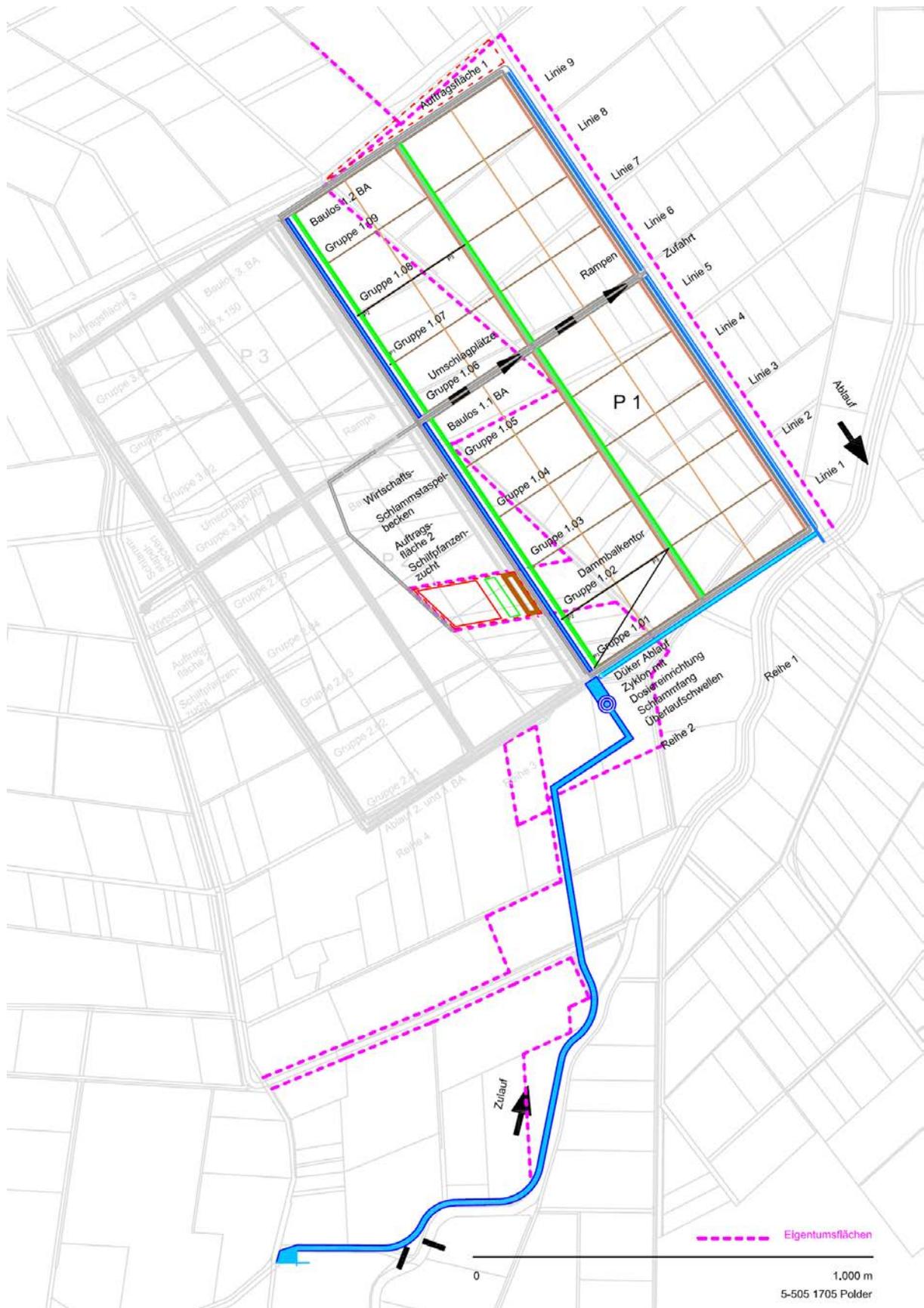


Abb. 25: Vorläufige Planung für das Schilfpoldersystem im ersten Bauabschnitt auf Teilen der Opti-
 onsofläche II. - - - Grenze der in Landesbesitz befindlichen Flächen. (Planung und Zeichnung:
 G. Köhler. Hintergrundkarte: NLWKN)

9.2 Bau des Schilfpoldersystem - Ausführung in Bauabschnitten

Wie bekannt sind die anstehenden Bodenverhältnisse im geplanten Polder denkbar ungünstig und lassen - abgesehen von der Befahrbarkeit - eine grundbruchsichere Gründung der Dämme nur mit erheblichem, risikobehaftetem, baulichem und finanziellem Aufwand zu. Hauptaugenmerk wurde daher bei den Überlegungen darauf gelegt, dass Erdbewegungen (Auftrag/Abtrag) auf das technisch mögliche Minimum beschränkt werden, Baustoffe mit geringem Eigengewicht zum Einsatz kommen, und Grasnarben möglichst nicht beschädigt werden. Es wurde möglichst darauf verzichtet, Linienbauwerke anzuordnen bzw. diese so zu gestalten, das die - sicherlich zu erwartenden - Setzungen ohne größeren Aufwand nach Jahren auch noch nachgebessert werden können. Diese Überlegungen leiten sich auch aus dem Hintergrund ab, den Polder nach Inbetriebnahme möglichst nicht mehr mit Schwerlastfahrzeugen befahren zu müssen, d.h. Pflege-, Wartungs- und Reparaturarbeiten möglichst vom schwimmenden Gerät zu gewährleisten. Bei technischen Einrichtungen, die Regelelemente für die Poldersteuerung aufnehmen müssen, werden Pfahlgründungen möglichst bis auf den tragfähigen Untergrund vorgeschlagen.

Die Poldersystem Dümmers wurde eingeteilt in verschiedene Baulose und Wirtschaftseinheiten:

Baulose

- Los 01 Deiche
- Los 02 Zulaufkanal zum Schilfpolder mit Regeleinrichtungen
- Los 03 Großschilfpolder 1.1, 1.2, 2 und 3 mit Einzelpoldern in Linie 150 x 300 m
- Los 04 Betriebspolder (Schlamm, Schilfzucht, Bodenauftragsflächen)
- Los 05 Ablauf aus dem Poldersystem mit Regeleinrichtungen
- Los 06 Technische Ausstattung
- Los 07 Erschließung

Wirtschaftseinheiten

- Hallen und Gebäude
- Geräte
- Maschinen

Bei der Standortauswahl des Großschilfpolders wurde Rücksicht auf die im Eigentum befindlichen Flächen genommen. Es wird empfohlen, die Einzelpolder westlich der K422 anzuordnen und je nach Stand der Verfügbarkeit benachbarter Flächen in 2, 3 oder 4 Bauabschnitten das Poldersystem herzustellen.

9.2.1 Los 01 Deiche

Hauptdeiche

Alle Einzelpolder werden durch im Umring angeordnete Hauptdeiche von den außenliegenden Flächen abgrenzt. Der Hauptdeich mit seinen klassischen Elementen wie in der außen liegenden Seite der Deichverteidigungsweg - dort wo sich nicht ohnehin Ablaufkanäle befinden - und Fanggräben sollten entsprechend den a.a.R.d.T. auf einer bindigen Deckschicht ausgeführt werden. Für die ersten 80 cm der Wasserwechselzone wird vorgeschlagen, den Deichkörper wasserseitig (neben der Tondichtung) zusätzlich mit einer PEHD-Folie zu versehen. Das gilt auch für die dem Deich vorgelagerte Flachwasserzone, die bei entleertem Polder gleichzeitig als Unterhaltungsberme dienen sollte. Nach Vorlage genauer Kenntnisse der Bodenverhältnisse in den Deichtrassen ist zu prüfen, ob eine zusätzliche Bewehrung mit Geotextilmatten (bewehrte Erde - lagenweiser Einbau des Deichkörpers

mit Horizontalbewehrung über Geotextilmatten) weiteren Erfolg in Bezug auf die Setzungsempfindlichkeit verspricht. Ebenso ist zu prüfen, ob nichtbindiges Material im Umfeld der Maßnahme zum Einbau in den Deichkörper gewonnen werden kann. In den Massenüberschlag gehen die Deichböschung im Verhältnis 1:3 und die Deichkrone von 6,00 m mit ein.

Wirtschaftsdeiche

Die Trennung des Großschilfpolders in vier „Betriebseinheiten“ erfolgt durch die Wirtschaftsdeiche, die vom Kern her entsprechend dem konventionalen Deichbau aufzubauen sind. Die Wirtschaftsdeiche haben aber darüber hinaus die Funktion, Verkehr und technische Einrichtungen aufzunehmen.

Poldereindeichung

Im Zulaufbereich der Einzelpolder wird eine Poldereindeichung anzuordnen sein. Dieser Deich hat nicht den Anspruch an die Standfestigkeit, wie der eines Haupt- oder Wirtschaftsdeiches. Er hat vielmehr die Funktion, das Wasser vom Zulaufkanal in das Zulaufgerinne „umzulenken“. Die parallel zu den Zulaufkanälen und quer zu den Einzelpoldern verlaufende Poldereindeichung dient demnach als „Umlenkbauwerk“ und kann ggf. für den Massenausgleich von Auftragsmassen in Anspruch genommen werden. Allerdings muss die Überflutbarkeit bei Hochwasser gegeben sein.

Leitdämme

Die nordöstliche Begrenzung eines jeden Einzelpolders erfolgt durch einen Leitdamm, der neben der räumlichen Trennung die Funktion hat, bei Hochwasserereignissen Wasser zurückzuhalten, Energie abzubauen und kaskadierend auf das Gesamtsystem einzuwirken. Vor dem Leitdamm ist eine Sedimentationsrinne in einer Tiefe von 0,30 m auszubilden. Die Böschung aus dem Ablaufbereich aus dem oben liegenden Polder wurde mit 1:4, die Böschung des Leitdamms mit 1:3 angesetzt. Über Zulaufrohre im Durchmesser von mind. 600 mm werden die Leitdämme unterfahren und das Zulaufgerinne jeweils über ein Böschungsstück mit Wasser beschickt. Auf weitere Einzelheiten in Verbindung mit der Zulaufrinne wird in dem folgenden Kapitel eingegangen.

9.2.2 Los 02 Zulaufkanal zum Schilfpolder mit Regeleinrichtungen

Vom Einmündungsbereich der Elze in die Hunte muss ein rund 2.100 m langer Zulaufkanal angelegt werden. Dieser endet in Höhe des Großschilfpolders in der Mitte der südlichen Begrenzung. Das hat den Vorteil, dass der nordöstliche Großschilfpolder als 1. und 2. Bauabschnitt hergestellt werden kann, da unterstellt wird, dass die erforderlichen Restflächen kurzfristig angekauft werden können. Über eine Einstaueinrichtung in der Elze kann der Polder - unter Berücksichtigung des Rückstaus - im freien Gefälle beschickt werden. Wasser aus der Hunte müsste mit einem Hebewerk auf das Niveau des Zulaufkanals gebracht werden. Die Anordnung eines Rechens in Höhe Station 0 + 000,00 oder im Bereich des Polders sichert weiterhin die Funktion des Gesamtsystems. Ein Sandfang in Höhe Einlaufbereich Polder zur Sedimentation von Grobmaterial im Fließwasser ist vorgesehen. Über einen mit Überlaufschwelle versehenes Zyklonbauwerk dient als Feinsandfang und zur Teilung der Wasserströme in zwei Zulaufkanäle. Optional eignet sich das Bauwerk auch zur Aufnahme von Dosiereinrichtungen, um den Betrieb unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten u.U. zu optimieren. Selbstverständlich dürfen ggf. zusätzlich eingebrachte Nährstoffe (z.B. zur Biomasseproduktion) den Auslaufbereich des Großschilfpolders nicht erreichen.

Unabhängig von dem noch festzulegenden Bauabschnitt wird empfohlen, dieses Bauwerk auf „Zuwachs“ für den Endausbau auszubilden. Auf beiden Seiten des Wirtschaftsdeiches sind Zulaufkanäle mit einer Sohlbreite von 2,00 m und einer 3,00 m breiten Flachwasserzone vorgesehen. Die Flachwasserzone dient zum einen als Unterhaltungsberme, zum anderen übernimmt sie die Funktion Fließgeschwindigkeiten zu minimieren. Das kompakte Gerinne ist mit Böschungsneigungen von 1:3 an die benachbarten Einheiten angebunden. Über Zulaufrohre im Durchmesser von mind. 600 mm

wird die Poldereindeichung unterfahren und das Zulaufgerinne jeweils über ein Böschungstück mit Wasser beschickt. Die Beschickung kann im Normalbetrieb über die Mess-, Steuer- und Regeleinrichtungen bedarfsgerecht erfolgen. Das Zulaufgerinne dient der weiteren Energievernichtung, einer weiteren Sedimentation und in erster Linie der gleichmäßigen Beschickung eines jeden Einzelpolders. Dies wird möglich über eine Überlaufschwelle, die z.B. als Zackenschiene mit einer Höhe von 10-20 cm oberhalb Einzelpoldersohle parallel zum Zulaufgerinne geführt wird und an den Endstützen der Dammbalken angeschlagen ist. Die Böschungsneigung der Poldereindeichung ist mit 1:3, die Zulaufberme zum Einzelpolder mit 1:4 vorgesehen. Die Böschungssohle des Zulaufgerinnes sollte befestigt sein, um hier abgesetztes Sediment regelmäßig zu entfernen. Denkbar ist hier z.B. eine kombinierte Trag-Deckschicht aus bituminös gebundenem Material in einer Einbaudicke von 10 cm auf entsprechend tragfähig ausgebildetem Untergrund.

Ein am Fuß der Poldereindeichung angeordnetes Schachtbauwerk mit geringem Eigengewicht (allerdings ist in diesem Zusammenhang der Auftrieb bei Hochwasser zu berücksichtigen!) dient der Aufnahme eines Zulaufschiebers, der über Motor getrieben oder von Hand bedient wird. Ebenso kann der Schacht Sensorik zur Wasserstandsmessung und ggf. zu Durchflussmengenermittlung (ID oder alternativ) aufnehmen. Der Schacht ist vom Personal über einen Bedienungsteg zu erreichen, der auf dem befahrbaren Wirtschaftsdeich aufgelegt ist und den Zulaufkanal überbrückt. Eine standfeste Gründung der Punktbauwerke bestehend aus Bedienungstegen und Schächten - nötigenfalls auf Pfählen - wird unterstellt, da hier Setzungen für die Funktion des Gesamtsystems nicht hinzunehmen sind.

9.2.3 Los 03 Schilfpolder

Zum vorliegenden Konzept gehören zwei Großschilfpolder, die über einen Wirtschaftsdeich voneinander getrennt sind. Beide Polder werden geometrisch so ausgebildet, dass diese über einen weiten Wirtschaftsdeich, der gleichzeitig als verkehrstechnische Ver- und Entsorgungseinheit dient, getrennt gebaut und betrieben werden können.

Einzelpolder

Innerhalb der vier Teilbereiche des Großschilfpolders werden 38 Stück Einzelpolder in den Abmessungen Breite = 150 m, Länge = 300 m anzulegen sein, die der Lage- und Höhe nach die Retentionsleistung und hydraulische Leistung für max. 25 m³/s bringen.

Nach erfolgtem Oberbodenabtrag ist die Poldersohlen auf +37,60 m NN anzulegen. Das Gefälle im Polder geht mit 1 cm/1.000 m in die hydraulischen Berechnungen ein und kann im Zuge der Ausführung horizontal gelasert werden. Eine Entwässerung findet zum einen über die Wasserspiegellinie und unterschiedliche Niveaus der Zu- (+ 37,10 m NN) und Ablaufgerinne (+36,90 m NN) statt.

Nach erfolgtem Grobplanum ist ein Feinplanum mit technisch maximal möglicher Ebenflächigkeit anzustreben. Zur Anpflanzung von Schilf wird der Boden durch eine Fräse, i.d.R. mit leichtem Kunststoff- oder Aluminiumkettenlaufwerk ca. 15 cm tief gelockert, danach mit einem Glättebrett angedrückt. Der Boden kann danach direkt bepflanzt werden. Eine Abdichtung des Bodens (z.B. mit Bentonit) ist meist nicht notwendig.

Eine Zwangsentleerung kann durch das Abpumpen von Wasser erfolgen. In der Mitte eines jeden Einzelpolders ist eine zur Längsachse querverlaufende Sedimentationsrinne in einer Tiefe von 50 cm mit Böschungsneigungen von 1:4 vorzusehen. In Längsachse verlaufend ist ein Großschilfpolder entweder durch den Hauptdeich, den Wirtschaftsdeich bzw. mit Dammbalken im Abstand von jeweils 150 m begrenzt.

Konventionell könnten die längs zur Fließrichtung verlaufenden Trennbauwerke ebenso in Erdbauweise ausgebildet werden. Mit Rücksichtnahme auf die erforderlich hohe Anzahl an Leiteinrichtungen, die große Inanspruchnahme von Flächen und der immer anstehenden Erosionsgefahr infolge von Setzungen oder sonstigen natürlichen Veränderungen im Laufe des Betriebs wird vorgeschlagen, entgegen der konventionellen Planung und Ausführung der untergeordneten Dämme eine Alternative im Zuge der Grundlagenermittlung und Vorplanung als Variante mit zu untersuchen. Für die Zwischendämme in Längsrichtung (Zeilen) können zur Wasserführung (Hydraulik), Staueinrichtung (Wasserwechsel) und als Überschwemmungsschutz armierte Dammbalken aus recyceltem Kunststoff vorgesehen werden. Diese wären dann auch für den Betrieb feldweise herausnehmbar. Gleichzeitig können weitere Dammbalken bei Setzung der Dämme zur Höhenregulierung jederzeit nachgerüstet werden.

Diese Dammbalken werden von der Industrie in Einzelhöhen von 20 cm serienmäßig hergestellt.

- Dammbalken (L x B x H = 200 x 4,2 x 20 cm)
- Feder und Nut
- mit Armierung
- verzinktes Rechteckrohr 20 x 50 mm
- Stützweite 2,00 m
- Gesamthöhe 1,20 m
- Längentoleranz 1,5%

Die Vorstatik lässt den Schluss auf die einseitige Einstauhöhe von Wasser in Höhe von 1,20 m über Grund bei unbedeutender Strömung im Polder zu. Schraub- bzw. Bohrfundamente (Bodenanker) müssten bei einer Länge von 1,60 m und den gegebenen Bodenverhältnissen in der Lage sein, Doppel-T-Träger - ggf. auch aus recyceltem Kunststoff - als Stützen im Abstand von 2,00 m aufzunehmen. Als Dichtung kämen bei den "stationären" Elementen z.B. Moosgummidichtungen in Frage.

Ebenso ist in diesem Zusammenhang zu prüfen, ob Schraubfundamente mit einer Übertiefe von beispielsweise 40 cm in den Boden eingebracht werden, um bei wechselseitigem Betrieb der Einzelpolder für eine weitere Grundbruchsicherheit zu sorgen. Auf keinen Fall wird für die Längstrenneinrichtungen der Anspruch einer absoluten Wasserdichtigkeit erhoben.

Alternativ bietet die Industrie weitere Produkte an, die den statischen Anforderungen standhalten. Der Markt hält unbewehrte Dammbalken, die eine Höhe von 60 bzw. 80 cm über alles haben, vor. Diese Dammbalken sind unbewehrt und einseitig mit Stabilisierungsstreben versehen. Die Kerndicke beträgt 10 cm. Durch eine den Anforderungen angepasste Geometrie in Länge und Höhe dürften diese unbewehrten Profile eine preiswerte Variante zu den o.g. Dammbalken darstellen. Zwei übereinandergestapelte 60er Elemente oder ein 80er mit zwei 40er Dammbalken (hier oben greifen ja geringere Kräfte als im Fußpunkt an) ergeben auch eine Wassertiefe von 1,20 m. Auch für eine Übertiefe könnte mit diesen Profilen ausgeglichen werden.

Der Vorschlag leitet sich aus folgenden Überlegungen ab:

- Bewirtschaftungsmöglichkeiten bedarfsgerecht zu variieren,
- bei sich einstellenden Setzungen eine einfache Möglichkeit zur Nachbesserung in der Höhe zu haben,
- einen nahezu kostenneutralen Werkstoff gegenüber in Erdbauweise,
- weitestgehender Verzicht auf fest eingebaute technische Einrichtungen,
- leichter, "nachrüstbarer / rückbaubarer", korrosionsbeständiger Werkstoff,

- homogener Werkstoff über alle Einbauelemente (Leitungen, Schieber, Trennwände) des Poldersystems.

Ob das Material schweißbar ist, bedarf der Prüfung. Zum Nachweis der UV-Beständigkeit sind gewährleistungstechnisch sicherlich Bedingungen zu formulieren, die über den gesetzlichen Rahmen hinausgehen. Wesentliche Elemente des Dammbalkens sind die Schraubenfundamente, höhenverstellbare Stützenschuhe, doppeltes U-Profil zur Aufnahme der Dammbaken sowie Moosdichtungen. Zur Bewirtschaftung sind die Dammbalken an einer Stelle der Längstrennung so auszubilden, dass sich eine lichte Durchfahrtsbreite von mind. 6,00 m ausbildet. Das kann entweder geschehen durch 2 Flügeltore a \hat{c} 3,00 m oder von oben herausnehmbare Einzelfelder mit einer Länge von 6,00 m und Höhe von 1,20 m. Bei der Erntemaschine sind dann entsprechende Hubeinrichtungen mitzuführen.

Die Polder dienen neben der Retentionsaufgabe einer zielgerichteten Schilfproduktion zur weiteren Inwertstellung des Erntegutes, je nach Qualität.

Vor dem Ablauf aus dem Einzelpolder ist ebenfalls eine weitere Sedimentationsrinne anzuordnen. Die Ablaufsituation ist analog zur im Los 02 beschriebenen Bauart auszubilden und hat auch die gleiche Funktion.

In den Hauptdeichen der Ablaufseiten sind 2 Schächte anzuordnen. Der am Fußpunkt einer jeden Polderlinie zu errichtende Schacht dient der Aufnahme eines Hubschützes und der Pumpe zu Zwangsentwässerung einer Polderlinie. Die Pumpe kann entweder stationär eingebaut werden, im Bedarfsfall in den Schacht eingebracht, oder ein Dienstleister in Anspruch genommen werden. Auf alle Fälle wird vorgeschlagen bereits im Vorfeld die Pumpenleistung auszulegen, das Fabrikat festzulegen und die technischen Vorrichtungen (Gleitrohre, Gleitrohradapter, Stromanschluss etc.) vorzusehen. Sonden zur Wasserstandsmessung und weitere Sensorik kann mit in diesem Bauwerk untergebracht werden. Gleiches gilt für eine Messeinrichtung zur Ermittlung der Abflussmengen (Zulaufmenge ungleich Ablaufmenge -> Versickerungs- und Verdunstungsleistung im (Einzel-) Polder. Auf Einzelheiten i.V.m. der Mess- und Regeltechnik wird im Los 06 Technische Ausstattung ausführlich eingegangen. Alternativ kann das Hubschütz mit Handrad versehen und manuell betrieben werden.

Der weitere Schacht mit Pumpensumpf dient als Probeentnahmeschacht und sollte von der Deichkrone aus bewirtschaftbar sein. Die Ablaufleitung wurde hydraulisch im Durchmesser von 600 mm nachgewiesen. Optional kann der Ablauf mit einer einfachsten Einstaueinrichtung versehen werden, die als äußerste Minimalvariante einen erhöhten Personaleinsatz bei der Polderregelung fordert. Wie auch im Zulaufbereich ist die technische Ausstattung über Bedienungsstege zu erreichen.

Die vier Großschilfpolder können wechselseitig, gemeinsam betrieben werden. Mit der Einschränkung keiner absoluten Wasserdichtigkeit können ebenfalls die Einzelpolder parallel in Linie, diagonal betrieben werden. Mit geringfügigen Modifikationen kann das Wasser ggf. auch mäanderförmig durch das System getrieben werden. Von dieser Möglichkeit kann ggf. Gebrauch gemacht werden, wenn sich herausstellt, dass Fließgeschwindigkeiten zu hoch sind, eine Rezirkulation gewünscht ist, die Wasseraufenthaltszeit im Polder erhöht werden und/oder die Fließstrecken im System verlängert werden sollen.

9.2.4 Los 04 Betriebspolder (Schlamm, Anzucht-Polder, Bodenauftragsflächen)

Schlammstapelbecken

Flächen in der Peripherie oder ein Einzelpolder sollte als Schlammstapelbecken für aus den Sedimentgräben gewonnen Schlamm ausgebildet werden. In der Regel werden solche Becken mit Überlaufschächten ausgebildet, die über Rohrleitungen miteinander verbunden sind, die wiederum in der Gesamtsystem entwässern. Überlegungsmomente, die nach genauer Kenntnis der Boden- und Grundwasserverhältnisse anzustellen sind, da hier sedimentierter Phosphor zunächst über den Zeitraum von 10 - 15 Jahren auf konzentriert und eingelagert werden und dann pflanzenverfügbar einer weiteren Nutzung zugeführt werden kann.

Anzucht-Polder

Als weitergehende Sofortmaßnahme wird die Anlage einer Anzucht-Polder (Schilfzuchtanlage) empfohlen, um bei Herstellung der Großschilfpolderanlage über genügend Pflanzenmaterial zu verfügen. Vorgezogene Setzlinge im Anzucht-Polder mit ausreichendem Pflanzgut gewährleisten eine verzögerungsfreie Anlagenbestückung. Aus dem Erfahrungssatz eines Praktikers (Behrens, www.reithdachdecker-behrens.de) gestützt kann bei einem Pflanzabstand von 10.000 Stück pro ha mit einem ersten Vollernteertrag im 4. Jahr gerechnet werden. Gespräche zur Reetstudie in Greifswald ergaben, dass der Pflanzabstand 70.000 Stück pro ha bereits im 2. Jahr einen Vollernteertrag erwarten lassen. Eine Bepflanzung durch das Ausbringen von Saatgut kann nur als unerprobt eingestuft werden. Es wird unterstellt, dass eine Vollernte erst im 5. Jahr zu erwarten ist. Die Verfasser haben sich im weißen Moor bei Gnarrenburg (Niedersachsen) Flächen angesehen, auf der teilweise Häckselgut ausgebracht wurde. Die Entwicklung der Rhizome waren mit der bei der Kleinpflanzung, Topfgröße 4 cm in gleicher Qualität und Wachstumsgeschwindigkeit vergleichbar.

Im Zuge der Anwachsphase sollte die Nährstoffversorgung gesteuert werden. Möglicherweise reicht jedoch der Nährstoffgehalt des Zuflusses aus.

Auch unter diesen beiden Gesichtspunkten wird deutlich, dass es sich bei den Überlegungen durchaus um ein wirtschaftliches Gesamtsystem handelt und weit über seine Funktion hinausgehen kann. Darauf wird an anderer Stelle nochmals ausführlich eingegangen.

Bodenauftragsflächen

Um einen Bodenabtransport von Überschussboden zu vermeiden und Transportentfernungen innerhalb des Baugeländes zu minimieren, sind im nördlichen und westlichen Bereich Flächen zur Einlagerung von Boden vorgesehen. Der Auftragsboden kann mit einer Überhöhung entsprechend seiner eigenen Standfestigkeit grundbruchsicher gegenüber dem anstehenden Geländeprofil in hierfür vorgesehene Flächen eingebracht werden.

9.2.5 Los 05 Ablauf aus dem Poldersystem mit Regeleinrichtungen

Parallel zum nordöstlichen Hauptdeich wird der Abzugsgraben zu führen sein, der über eine zentrale Rückstauereinrichtung an die Hunte anzuschließen sein wird. Der südwestlich anzulegende Abzugsgraben ist über einen Düker unterhalb des Zulaufgrabens zu führen und an den unteren Abzugsgraben anzuschließen. Durch die Trassenwahl besteht die Möglichkeit, über Stau- und Regeleinheiten das Wasser erneut über einen der Großschilfpolder zu führen. Es besteht die Option zur Rezirkulation, nach Vorliegen der ersten Betriebserfahrungen jederzeit mit wenig Aufwand nachgerüstet werden könnte, wenn bereits im Vorfeld entsprechende Überlegungen zur Einbindung in das Gesamtsystem nachgedacht wird. Eine Rezirkulation könnte sinnvoll sein, wenn ein Teil des Schilfpolders nach einer Austrocknung bzw. starken Absenkung des Wasserstandes wieder eingestaut wird und es dadurch wie in der Literatur beschrieben zu einer Phosphorfreisetzung aus dem Boden kommt.

9.2.6 Los 06 Technische Ausstattung

Hubschütze und Schieber

Es wird empfohlen, jeden Schieber und ein jedes Hubschütz mit Motorantrieb zu versehen, um diese einzeln und automatisch ansteuern zu können. Das hat den Vorteil, dass das gesamte Schilfpolder-system über kabellose Fernwirktechnik zentral von jedem beliebigen Ort der Welt überwacht und betrieben werden kann. Eine vorrauschauende Einstellung des Gesamtsystems im Hinblick auf Hochwasserereignisse, Retentionsleistungen, mengen- und zeitgesteuert dürfte nur mit derartigen Hilfsmitteln zu leisten sein. Die Komplexität des Gesamtsystems kann nur mittels entsprechender Prozessteuerungen und ggf. Visualisierungen einer optimalen Funktion nahe gebracht werden. Eine der einfachsten Lastfälle wäre, alle Zu- und Ablaufschieber automatisch zu schließen, um höchstes Hochwasser am Polder vorbei zu führen, wenn dieser durch das Ereignis bereits vollgefüllt ist. Eine automatische „Totmannschaltung“ für das gesamte System.

Poller

An den Eckpunkten eines jeden Einzelpolders sind kurze, pilzförmig ausgeformte Pfähle aus Metall (Poller) zum Festmachen der Steuer- und Zugseile des Erntebootes anzuordnen. Die Gründung ist so auszulegen, dass das Eigengewicht des Seiles und des Erntebootes mit entsprechendem Equipment und die Zugkräfte aus Erntebetrieb aufgenommen werden können. Es wird unterstellt, dass das Ernteboot über keinen eigenen Antrieb verfügt, um zu vermeiden, dass Mudde und Bodengrund im Erntebetrieb aufgewirbelt wird.

9.2.7 Zeichnerische Darstellung

Die hydraulischen Regelquerschnitte für Leitdamm, Zulauf und Ablauf sind in den Abb. 26 bis Abb. 28 dargestellt.

Einzelpolder 2 von 4	Sedimentations- rinne (2 von 4)	Leitdamm	Zulaufgerinne	Einzelpolder 3 von 4
<ul style="list-style-type: none"> - überflutbar - nicht befahrbar - Massenausgleich - Bedarfsflächen für - Bodenauftrag (1 - 2 m³/m) 	<ul style="list-style-type: none"> - Überlaufschwelle 20 cm zur Geschwindigkeitsdämpfung - Dammbalken 2 mal 60 cm 			

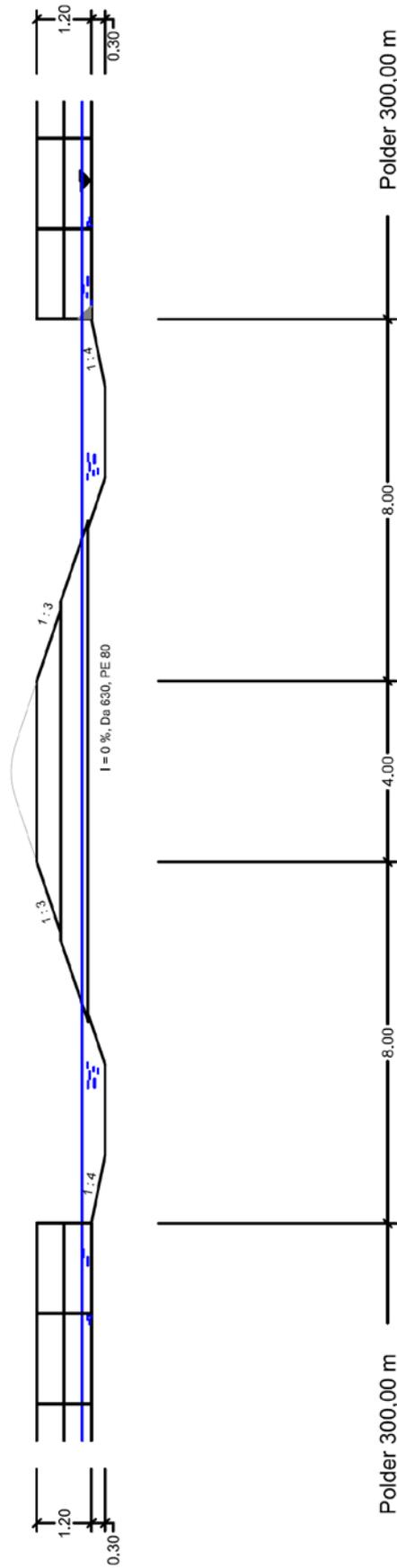


Abb. 26: Regelquerschnitt für den Leitdamm. Planung/Zeichnung: G. Köhler

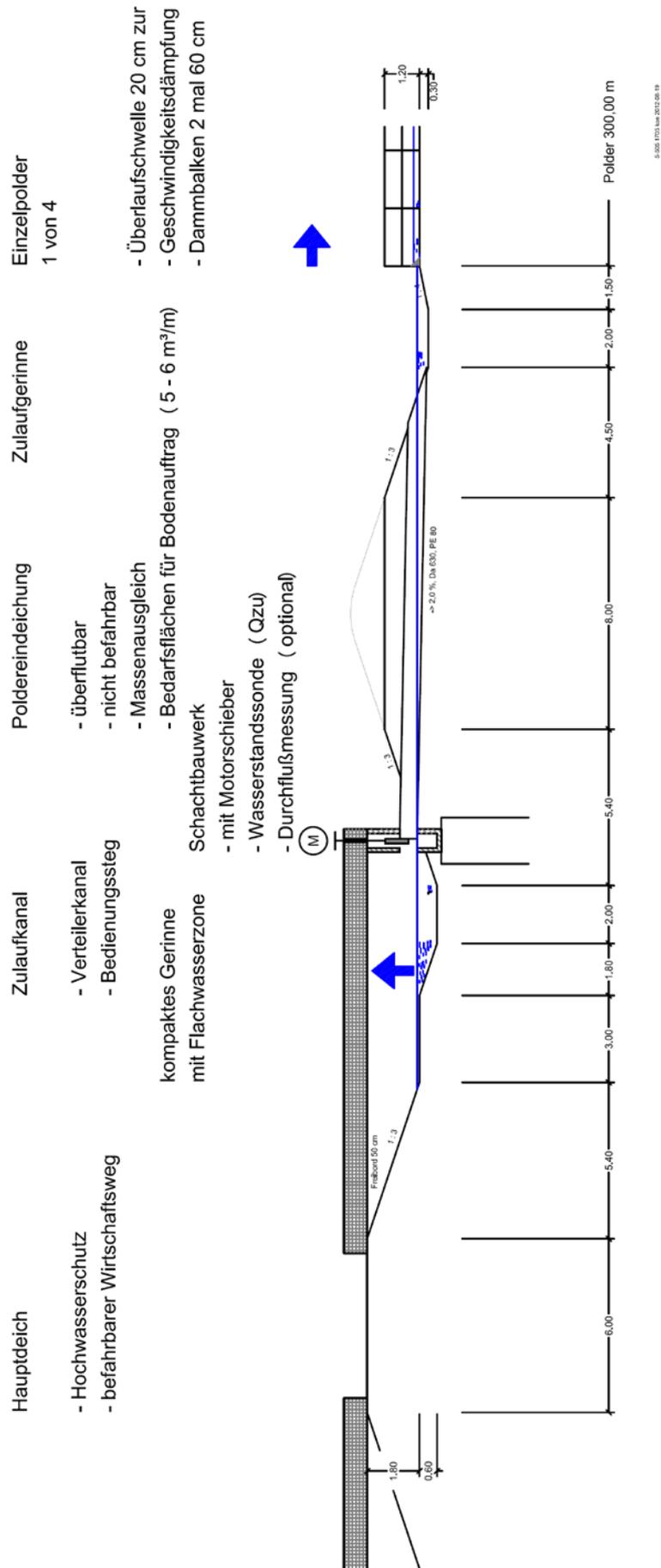
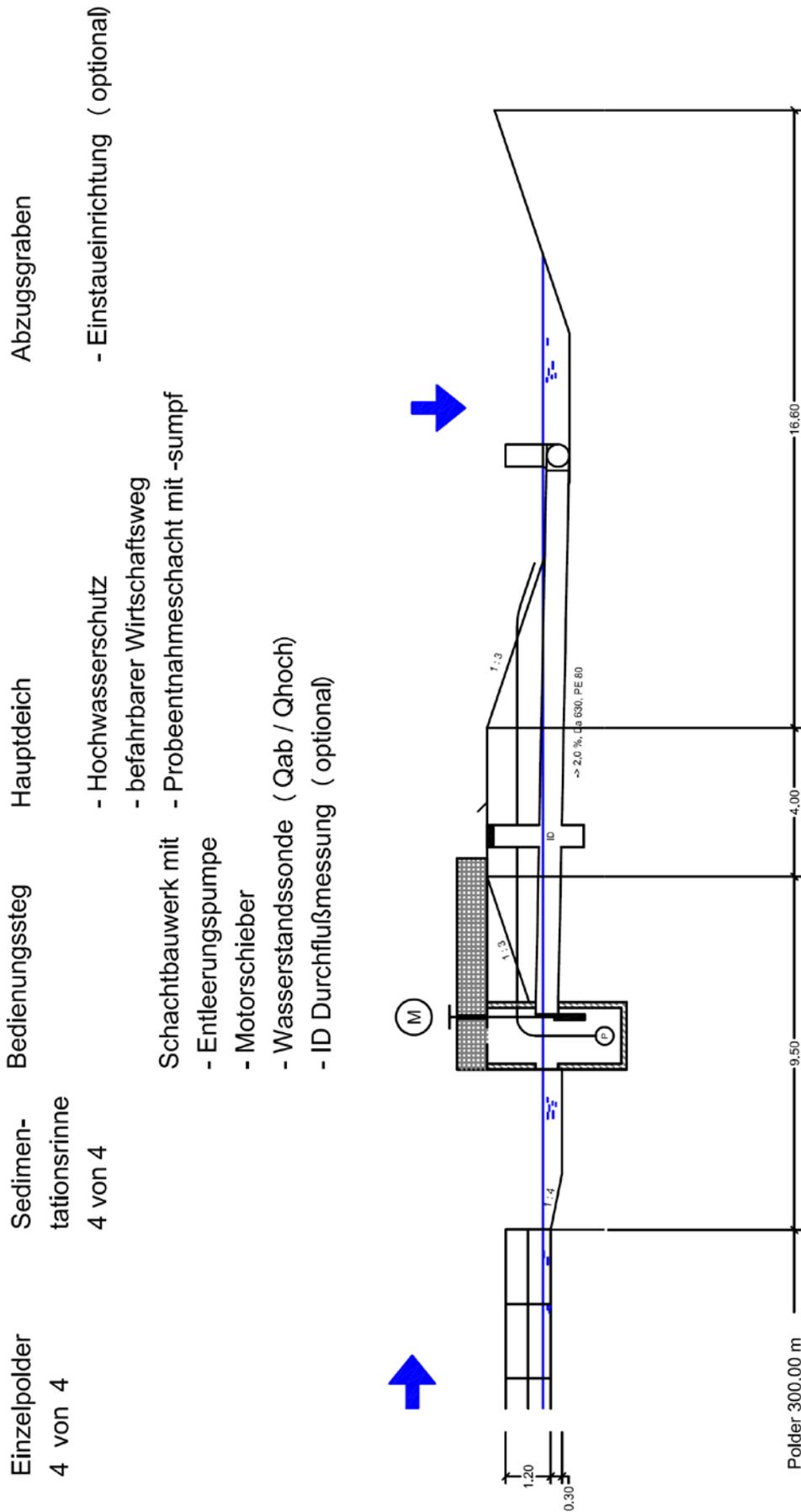


Abb. 27: Regelquerschnitt für den Zulauf. Planung/Zeichnung: G. Köhler



5-205 1705.kov.2012.08.19

Abb. 28: Regelquerschnitt für den Ablauf. Planung/Zeichnung: G. Köhler

9.2.8 Los 07 Pflanz- und Erntetechnik von künstlichen Feuchtgebieten mit Schilf

Pflanzen

Grundsätzlich kann Schilf auf unterschiedlichsten Böden (Hochmoor, Kies, Sand, lehmhaltiger Boden) wachsen, wenn eine ständige Wasserüberdeckung von mind. 20 cm gegeben ist.

Bei der Anwendung von Samen zur Etablierung von künstlichen Feuchtgebieten besteht ein hohes Risiko für das Aufgehen; es gibt nur wenig Erfahrung i.V.m. dem Einsatz von Samen. Eine wirtschaftliche Größe zur Startpflanzung wird mit 1 Pflanze/ha angegeben. Die Pflanzen werden in Töpfen mit 8 - 12 cm Durchmesser vorgezogen. Die Vermehrung der Pflanzen erfolgt im Frühjahr, die Pflanzen können das ganze Jahr über (also auch noch im Sommer/Herbst) eingesetzt werden.

Weitere Einzelheiten siehe im Zusammenhang mit "Anzucht Polder" unter Los 04

Ernte

Gemäht wird 5-10 cm über dem Wasserspiegel. Für eine gute Reetqualität sollte möglichst sehr tief gemäht werden. Eine Länge von 1,80 bis 2,50 m (incl. Rispe) nach der Ernte ist optimal. Es kann jedes Jahr gemäht werden. Ab Anfang/Mitte November fallen die Blätter von der Schilfpflanze ab. Nach Naturschutzrecht darf EU-weit nur bis zum 28.02. gemäht werden. Inwieweit sich künftig an nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützte Biotope auszurichten ist, ist zum frühestmöglichen Zeitpunkt verbindlich zu klären, um Rechtssicherheit für den Eigentümer der Anlage und dem Bewirtschafter der Flächen herbeizuführen. Die optimale Erntezeit liegt aber erst im Februar und März, besser April. Zur Aufrechterhaltung der Funktion, Sicherung des Betriebs und der Erwartung einer guten Reetqualität wird dringend empfohlen, die Ernte bis zum 15.04. eines jeden Jahres auszudehnen. Ende März bis Mitte April sollte der Polder abgeerntet sein, um keine Beschädigungen der neuen Pflanzen zu verursachen. Der Schilfertrag nimmt nach anfänglich geringerer Ernte nach Jahren bis auf das 4-5 fache zu. Zur Erzeugung von 2 Großballen (2x2x2,50m) werden 0,5 bis 0,75 h benötigt. Dies ist ein Arbeitsgang von 2 km. Das Gewicht eines Großballens ist je nach Schilfqualität 300 bis 800 kg. Die Menge der Ernte liegt bei geregelter Nährstoffversorgung zwischen 1.200 und 2.000 Bündeln im Durchmesser 20 cm, und einem Gewicht von 8.000 kg Trockenmasse pro ha. Die Ernte für eine hohe Reetqualität muss jedes Jahr erfolgen. Eine hohe Reetqualität für die Dachdeckung ist durch geringe Stickstoffgehalte gekennzeichnet. Die Stickstoffarmut des Schilfs kann/sollte durch chemische Analysen nachgewiesen werden.

9.2.9 Los 08 Erschließung

Wasser/Abwasser, Strom und Wärme

Bei der Anlage handelt es sich um eine Wasserbehandlungsanlage mit Doppelfunktion. Erstens handelt es sich um die Funktionseinheit Phosphatrückhalt und zweitens um eine Wirtschaftseinheit, mit der Erlöse aus Anbau und Ernte von Schilf gewonnen werden können. Abgesehen davon werden im Laufe der Jahre große Mengen von Phosphor im System eingeschlossen, so dass sicherlich noch weitere Wertschöpfungsketten aus diesem Vorhaben generiert werden können. Auch aus der nachhaltigen Nutzung regenerativer Energien werden sich neue Überlegungen ableiten lassen. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich in den nächsten Jahren nach Inbetriebnahme ein erhöhtes Besucheraufkommen aus der Fachwelt einstellen wird. Um im ersten Schritt die Minimalanforderungen menschlicher Bedarfe vor Ort zu erfüllen, schlagen die Verfasser einen Anschluss an das örtliche Netz der Trinkwasserversorgung vor. Ist dies wirtschaftlich nicht darstellbar, lässt sich u.U. vor Ort

eine Trinkwasserquelle (Tank, Brunnen, Filteranlage mit Hygienisierungsstufe u.v.a) darstellen. Zur Abwasserbehandlung sind heute skalierbare, Bedarf und Besucheraufkommen anpassbare Kleinkläranlagen am Markt verfügbar, die eine dezentrale Erschließung des Poldersystems gewährleisten. Ein derartiges Minisystem hat sicherlich mehr Charme als eine mit Chemie betriebene Toilettenkabine. Strom sollte aus dem noch zu erweiternden Netz gezogen werden. Gleiches gilt für Wärmeenergie, sofern nicht von Flaschengas Gebrauch gemacht werden soll. Untergebracht werden könnte die Technik in einer Blockhütte mit der Raumordnung in Anlehnung an eine Berghütte. Inwieweit Unterbringungsmöglichkeiten für Gäste vorgehalten werden, sollte in weiteren Planungsschritten überlegt werden. Ggf. kann dieser Raum auch saisonal an die Bewirtschafter (4 Personen) in der Erntezeit vermietet werden. Bei 162 ha und einer Tagesleistung von 3 ha/d ergeben sich 54 Werktage nur allein für die Ernte.

Verkehrswege

Hauptver- und -entsorgungsstraße ist die von Nordost nach Südwest verlaufende Trasse, die zur Aufnahme von Verkehr dient. Von der K422 ist der Wirtschaftsdeich in einer Breite von 6,50 m so zu befestigen, dass diese Schwerlastverkehr aufnehmen kann. Am Ende ist ein Wendehammer mit entsprechend ausgebildeten Radien anzuordnen um den Verkehr mit Begegnungsmöglichkeit aus der Anlage abfließen lassen zu können. In Höhe eines jeden parallel angrenzenden Einzelpolders sind spiegelbildlich Rampen mit einer Längsneigung von 1:15 anzuordnen, um nötigenfalls - im äußersten Notfall - jeden Großschilfpolder mit Gerät befahren zu können. Diese Notwendigkeit könnte sich ggf. einstellen, wenn ein Großschilfpolder nach mehr als 20 Jahren (geschätzt) einmal geräumt werden muss, bzw. Phosphor gezielt zur weiteren Verwendung geborgen werden muss. Der Normalbetrieb kann über parallel zur Ver- und Entsorgungsstraße anzuordnende Umschlagflächen gewährleistet werden. Es wird vorgeschlagen, die Flächen über die gesamte Breite von 20,00 m beider Einzelpolderbegrenzungen auf einer Länge von 50,00 m entsprechend der Bauklasse 3 zu befestigen und bis auf das Niveau abzuspunden, das erforderlich ist, Straße und Umschlagfläche zu entwässern (Quergefälle 1,5 - 2,0 %; Dachneigung).

Der Wirtschaftsdeich, auf dem die Regeleinrichtungen abgeordnet werden, sollte eine Befestigung in Bauklasse 4 und einer Breite von 4,00 m bekommen, da davon ausgegangen werden kann, dass hier kein Schwerlastverkehr läuft. Sollte der Verkehr einbahnig geführt werden können und somit Begegnungsverkehr ausgeschlossen werden, kann die befestigte Breite auf 2,50 m abgemindert werden.

Auch werden Wege, Plätze zur Aufnahme ruhenden Verkehrs innerhalb des Plangebietes auszuweisen sein. Der Bedarf an Wirtschaftsflächen für Lagerung und Umschlag wird mit 15.000 bis 20.000 m² eingeschätzt.

Gebäude

Insgesamt sind innerhalb der Systemeinheit für Hochbauten geeignete Felder auszuweisen. Zur optimalen Bewirtschaftung sollten mind. 75 % dieser Flächen mit 3-seitig geschlossenen Flugdächern überdacht werden. Für ein Wirtschaftsgebäude mit Büro- und Sozialtrakt wird der Bedarf mit 300 m², 1-geschossig eingeschätzt. Eine Wartungshalle und Unterstellmöglichkeit für Gerät ist vorzusehen. Eine Minimalvariante mit Büro-, Sozial- und Sanitärcontainer erscheinen den Verfassern nicht angemessen.

Einfriedung

Um die Großschilfpolder von öffentlichen/privaten Flächen abzugrenzen, gegen unbefugtes Betreten oder Verlassen zu schützen und eine ungestörte Nutzung zu sichern, ist eine Einfriedung vorzusehen, die an den signifikanten Stellen durch Zu- und Abfahrtstoranlagen, Schlupftore und Zu- und Abgangstüren zu unterbrechen sind.

9.3 Nutzung des Schilfrohres als Reetdeckung und Baumaterial

9.3.1 Dacheindeckung

Für eine gute Reetqualität ist ein langsames Wachstum ohne große Düngung und mit ausreichender Wasserversorgung notwendig. Zusätzliche Düngergaben sind nicht erforderlich, möglicherweise tragen die Stickstoffimmissionen ihren Teil dazu bei, dass keine zusätzliche Nährstoffversorgung benötigt wird. Altreet ist oft nicht sauber, es gibt Beimengungen von z.B. Gras oder Brennnesseln. Solange die Halme unten noch grün sind bis ca. Dezember, ist keine optimale Qualität für die Reetdeckung zu erreichen, da die Halme in diesem Bereich noch zu weich sind. Ab Dezember, besser sogar erst ab Januar, kann gemäht werden. Bei der Ernte wird das Reet "geputzt", vor der Verwertung zur Dacheindeckung werden die Bündel noch einmal von Hand auseinandergenommen und gereinigt. Halmlängen unter 1,40 m sind z.B. nicht für die Dachdeckung geeignet. Deutsches Reet ist nicht so gerade gewachsen, wie das Reet aus Südosteuropa. Dies hat jedoch den Vorteil, dass daraus hergestellte Dächer besser belüftet sind, und das Dach dadurch länger hält. Bei den geraden Halmen aus Südosteuropa ist das Dach schlechter belüftet und hält nicht vergleichbar lange. Die Reetqualität von Reet aus Deutschland ist sehr gut und vergleichbar mit der Qualität aus Süd- oder Südosteuropa. Zur Qualitätsbeurteilung werden i.d.R. Druck- und Biegefestigkeit, die Härte und der Stickstoffgehalt herangezogen. Grundsätzlich ist festzustellen, dass die Reetqualität am besten ist, wenn das Reet langsam bei geringer Stickstoffkonzentration gewachsen ist. Zusätzliche Düngung führt meist zu schnellem Wachstum und damit einem weicheren, qualitativ schlechterem Reet. Allerdings lässt sich eine schlechte Schilfqualität nicht monokausal auf hohe N-Einträge aus der Atmosphäre zurückführen. (Behrens, pers. Mitt.).

9.3.2 Dämmmaterial

Schilf kann je nach Qualität und nach entsprechender Behandlung als ökologischer Dämmstoff im Innen- und Aussenbereich eingesetzt werden. Auch Dachflächen können sehr individuell mit Schilf gedämmt werden. Mit Draht zu Schilfrohrplatten gebunden ist das Material ohne chemische Zusatzstoffe weiter verarbeitbar und kann für moderne Bauweisen genutzt werden. Die Struktur des Schilfrohrhalmes und der Luftraum zwischen den einzelnen Halmen sorgen für Wärmedämmung und Schallschutz. Sowohl in der Ökobilanz, als auch in Bezug auf die Wärme- und schallschutztechnischen Parameter hält Schilf dem Wettbewerb gegenüber industriell gefertigter Wärmedämmung stand. Gleiches gilt bei der Darstellung der Wirtschaftlichkeit. Schilfmatten können als Trägermaterial für Putze eingesetzt werden und sind wandheizungsverträglich.

9.4 Stoffliche und/oder energetische Nutzung der anfallenden Biomasse

9.4.1 Biomasse

Bei einer Ernte im August/September gewinnt man noch grünes Pflanzenmaterial. Das Material kann als Zusatz für Biogasanlagen genutzt werden. Eine Beimischung von Gras bei der Ernte ist unproblematisch, wenn das Material in einer Biogasanlage verwertet werden soll. Eine Ernte ohne das Ausbürsten von Gras ist möglich. An Einzelflächen sollen schon 42 t Biomasse/ha für eine Biogasanlage erzielt worden sein. Der Gärprozess dauert mit Schilf länger, es kann Reet und Rindergülle verwendet werden. Das Reet wird dazu gehäckselt eingesetzt. Es sollte dazu grün sein, da es dann einen hohen Zuckergehalt hat. Das Erntegerät wird durch eine Häckseltechnik ergänzt. Weiterhin sollte folgendes Equipment vorgehalten werden: Biomassebehälter 40 qm Überladeeinrichtung durch Kratzboden oder Fördertechnik (Laufband) Optional Container-Hakengerät. Die auf den Deichanlagen zu gewinnende Biomasse kann mit Raupenhäcksler geerntet werden. Für weitere wirtschaftliche

Betrachtungen sollte zunächst von einem Biomasseertrag zur Brennstoffgewinnung von 8 t Trockenmasse/ha ausgegangen werden.

9.4.2 Kohlenstoffgewinnung

Die Erzeugung von Strom und Wärme mittels Biomasse ist Stand der Technik. Hierauf wurde bereits eingegangen. Gegenwärtig werden von den Verfassern Grundlagen zusammengetragen, wo es neben der Verstromung und Erzeugung von Wärme aus Biomasse auch um die Gewinnung von reinem Kohlenstoff geht. Beim Einsatz von Schilf in einem Pyrolyseprozess, bei dem neben den mineralischen Bestandteilen auch fester Kohlenstoff zurückbleibt wird ein möglicher Ertrag von Pyrolysekoks erwartet, der u.a. als Bodenverbesserer eingesetzt werden kann. In der ersten Septemberwoche 2012 findet hierzu eine Expertenrunde in Dänemark statt. Mit ersten belastbaren Skizzen zu dieser Technologie ist Mitte September 2012 zu rechnen und wird diesem Vorgang unaufgefordert nachgetragten.

9.5 Maschineneinsatz für die Bewirtschaftung des Schilfpolders

9.5.1 Raupen mit Kunststofflaufwerken

Möglich ist der Einsatz sehr leichter i.d.R. aus Aluminium hergestellten Pistenraupen. Kunststofflaufwerke leisten einen weiteren Beitrag zur Gewichtersparnis. Das Schneidwerk ist wegen der Transportmöglichkeit über Land nicht breiter als 3 m. Mit einem Förderband wird das Schilf auf eine Bearbeitungsplattform gefördert und mit Bürsten ausgekämmt und vor Ort direkt von enthaltenem Gras und anderen Pflanzen gereinigt. Zwischenräume in den Kettengliedern sind von Vorteil, da dadurch einzelnen Schilfhalm beim Überfahren stehen bleiben, die weiteres Wachstum fördern. Die Wattiefe des Fahrzeuges kann bis zu 80-100 cm betragen. Das Wenden im Polder ist mit der Pistenraupe problematisch. Insbesondere durch die radial und dynamisch auf den Untergrund wirkenden Kräfte wird die Poldersohle abgelöst und der gewünschte Zustand der Festsetzung von Phosphor im Rizombereich und Kolmation wieder aufgehoben. Gleiches gilt auch für die Fahrgassen im Gera-deauslaufverkehr. Es wird daher dringend empfohlen auf diese Art der Bewirtschaftung zu verzichten und grundsätzlich Mähboote einzusetzen, um den Untergrund optimal gegen Erosion, Verdichtung und Beschädigung der Rhizome zu schützen.

9.5.2 Mähboote

Zur Sicherung der Funktion und Darstellung der Wirtschaftlichkeit bei Ernte und Vermarktung des Schilfs aus dem Poldersystem wird empfohlen, über folgenden Ansatz nachzudenken, um weitere Grundlagen zur Herstellung modernster Erntetechnik (Prototyp) zusammenzutragen: Mähboote (Pontons) können ab einer Wassertiefe von 20 cm eingesetzt werden. Zum Manövrieren erhält ein mit Schneidwerk, Säuberungs-, Bündelungs- und Verladeeinrichtung versehenes Mähboot einen Windenmast, der es erlaubt, drei Stahlseile zu führen. Mast und Windenkulisse sind drehbar und führen die Seile hoch über Kopf. Die Windenseile werden landseitig an jeweils drei Festpunkten (Pollern) "festgemacht". Eine Positionierung an jeder beliebigen Stelle des Polders ist somit möglich. Das Mähboot kann in der Lage über den Seilmast um 360° gedreht und über einen - mit weiteren Funktionen versehenen Joystick - elektronisch manövriert werden. Förderband und Bindeeinrichtung sind an Bord. Bei Frost und geschlossener Eisdecke ist der Einsatz alternativer Erntemaschinen denkbar. Durch Wasseraufstau im Winter kann bei starken Frösten die Gesamteisdicke erhöht, das Mähboot auf Kufen gesetzt und die Ernte fortgesetzt werden. Geschätzte Abmessungen: Aluminium Bootgestell Länge über alles 12 m, Breite 3 m (landwirtschaftliche Erntemaschine), Arbeitshöhe 5 m, Transport-

höhe 3,55 m, Schneidwerk hydraulisch aushebend, Fördertechnik zum Sammelbehälter, Verpackung zu Großbunden, Kleinkran zum Stapeln und zum Öffnen und Schließen der Poldertore; Gesamtgewicht 14.000 kg, Leergewicht 8.500 kg. Einstauhöhe bei Ernte = $14/(12 * 3) + 0,20$ ungf. 0,60 m. Der Ansatz ist somit patentoffen und kann durch Expertenwissen des Maschinenwesens weiter vorangetrieben werden.

Schraubengetriebene Geräte sollten nicht eingesetzt werden.

9.6 Organisation und Optimierung des Schilfpolderbetriebes

Das Poldersystem kann als Bypass Elze/Hunte bei motorischer Ausstattung der Regeleinrichtungen, entsprechender Sensorik und Steuerung vollautomatisch betrieben werden. Über Fernwirktechnik kann von außen je nach Betriebserfordernis auf das System eingewirkt werden. Über den Zulaufkanal können die Polder mit Elzewasser im freien Gefälle geflutet werden. Huntewasser müsste gepumpt werden. Über beidseitig zum Wirtschaftsdeich und parallel verlaufende Zulaufkanäle kann Wasser den Einzelpoldern zugeführt werden. Der Abfluss erfolgt, je nach den betrieblichen Anforderungen, geregelt über zwei parallel zu den Hauptdeichen verlaufende Ablaufgräben mit Anschluss an die Hunte. Ein eigens für dieses Vorhaben zu erstellendes, einfaches Steuerungsprogramm erlaubt die Bedienung des Gesamtsystems durch eine Bedienungskraft, die neben der Überwachung der vollautomatischen Betriebsabläufe auch noch andere Aufgaben übernehmen kann. Zu- und Ablaufgräben wurden für eine hydraulische Leistungsfähigkeit von $25 \text{ m}^3/\text{s}$ ausgelegt. Die Steuerung bei Hochwasser richtet sich nach den in Kap. 6.2.1 beschriebenen Wasserstands- und Abflussregeln. Nach Öffnen des Hauptwehres in Höhe des Ablaufs der Hunte ist die Abflussmenge dosiert so abzugeben, dass die maximale Fließgeschwindigkeit von 3 cm/s in den Poldern nicht überschritten wird. Beim erneut einsetzendem Hochwasser sind entsprechende Absperrvorgänge zu programmieren. Um eine optimale Nährstoffretention im Poldersystem zu erreichen, müssen nach seiner Inbetriebnahme die Leistungsdaten (z.B. Stoffkonzentrationen, Wassermengen) auf täglicher Basis ermittelt werden und gegebenenfalls Änderungen in der Wasserverteilung, der Wassermenge, dem Wasserstand, etc. vorgenommen werden. Poldergeometrie und Leiteinrichtungen lassen einen sehr flexiblen Betrieb von Einzelpoldern, Großpoldern und des Gesamtsystems zu. Nach Gesamtausbau verfügt das Poldersystem über 4 Großschilfpolder mit insgesamt 36 Einzelpoldern, die über ein angepasstes Wassermanagement sehr individuell betrieben werden können. Es wird mit einer Schlammzunahme von 1 cm/Jahr , gleichmäßig verteilt über die Poldersohlen, gerechnet. Demnach wird eine erste Sohlbehandlung nach Ablauf der ersten 20 Jahre des Betriebs nötig. Man kann davon ausgehen, dass sich in der Zeit Wurzel- und Rhizombiomasse in dem Umfang ausgebildet und stabilisiert hat, dass dann - ausnahmsweise - Raupen mit Kunststofflaufwerken die Polder bewirtschaften können.

9.7 Geschäftsmodell

Die Anlage der Schilfgebiete, ihre Ernte und die Verwertung des Schilfes als Reeteindeckung sind rentabel (Behrens, pers. Mitt.). Auch bei einer Erweiterung der zu erntenden Fläche ist eine Marktsättigung nicht zu erwarten. Für das produzierte Schilf lassen sich die gleichen Preise erreichen wie für Reet aus dem Ausland.

Es wird unterstellt, dass das Großschilfpoldersystem durch einen öffentlichen Träger der Maßnahme hergestellt wird, dass dieser in seiner Funktion von ihm auch selbstständig betrieben und unterhalten werden kann. Ebenso ist er in jeder Beziehung für die ständige und sichere Aufrechterhaltung des Betriebs verantwortlich, sofern dieser dem Rückhalt des Phosphors und dem Hohwasserschutz dient. Durch Wachstum von Biomasse sind Geschäftsmodelle denkbar, die von Betreibern in unterschiedlichsten Rechtsformen wahrgenommen werden können, die sich in der Organisation, Abstimmung, Verteilung der Aufgaben und Kosten zwischen dem Eigentümer und Betreiber unterscheiden können. Unter Umständen kann von dem Vertragswerk - nach Vorlage des Nachweises der Funktion

und Einhaltung noch nachzuweisender Ablaufparameter nach Menge und Qualität - die Verantwortlichkeiten für die Einhaltung der Ablaufwerte geregelt werden. Bebauungsmöglichkeiten für einen Dienstleister, Pächter oder einem Managementunternehmen sollten in entsprechenden Baufenstern vorgesehen und vertraglich die Nutzung eines fremden Grundstücks (z. B. eines der Beteiligten über Grunddienstbarkeit) gesichert werden. Ebenso sollten Korridore für Leitungen, die nicht ausschließlich dem ursächlichen Betrieb des Poldersystems dienen, für fremde Dritte zur Nutzung vorgesehen werden und ins Grundbuch eingetragen werden. Grenzen, Schnitt- und Verbindungsstellen sollten klar sein. Weiterhin gilt es, bereits rechtzeitig zu den laufenden Kosten zur Aufrechterhaltung des gemeinsamen Betriebs (Erschließung, Ver- und Entsorgung etc.) hinsichtlich Wartung, Reparaturen, Schlamm Entsorgung und Energiekosten einem Verteilerschlüssel für die jährlichen Kosten festzulegen. Ein fester Kostensatz über mindestens fünf Jahre ist aus kalkulatorischen Gründen für beide Seiten der Vertragspartner zu empfehlen. Die Laufzeiten der vertraglichen Regelungen zu Eigentumsverhältnissen und Verantwortlichkeiten beim Betrieb sollten sich an der üblichen Nutzungsdauer der Anlagen orientieren. Wie bei allen gemeinschaftlich betriebenen Anlagen sind Synergieeffekte nicht zu unterschätzen, erschweren gleichzeitig jedoch Abstimmungen zur Konzeption aller am Projekt Beteiligten; d.h. der Organisation der Kommunikationsprozesse kommt daher eine sehr große Bedeutung zu. Von außen betrachtet sind Kommunikationsstil, Umgangskultur und Transparenz bis heute jedoch beispielgebend für dieses Projekt und lassen den Schluss auf künftig positive Entwicklung des Gesamtvorhabens schon heute zu.

9.7.1 Öffentlicher Träger

In Abhängigkeit seiner Pflichtaufgaben kann der öffentliche Träger Dritten anbieten, auf Vertragsbasis und außerhalb der öffentlichen Pflicht Bau und Betrieb für weitere Betriebseinheiten zu übernehmen. Der öffentliche Träger tritt in diesem Fall als Dienstleister auf, indem er Dritten seine Anlagen zum Gebrauch überlässt. Er übernimmt die vertraglich vereinbarten Aufgaben zur Errichtung von Verkehrswegen, Ver- und Entsorgungseinrichtungen, technischen Ausstattungen und ggf. Gebäuden. Vertraglich konkrete Grundlagen können sich unterschiedlich entsprechend den Bedarfen der Nutzer gestalten. Beispielsweise schreibt der öffentliche Träger nach vertraglicher Zustimmung der Vertragspartner und Sicherstellung der Finanzierung die Maßnahme aus und realisiert diese. Die Erstellungskosten werden dann über monatliche Nutzungsgebühren refinanziert durch den Nutzer (5-Jahresbürgschaft durch den Nutzer). Da erst nach 3 - 5 Jahren mit maximalen Erträgen zu rechnen ist, sollten die Miet- und/oder Pachtkosten in Abhängigkeit der Erlöse durch die Jahresernten festgesetzt werden.

Chancen und Risiken:

- Der ordnungsgemäße Betrieb des Gesamtsystems ist gewährleistet.
- Es gibt nur einen Träger für die Maßnahme.
- Der Betreiber / Nutzer wird weitgehend von den Aufgaben beim Bau entlastet.
- Inwieweit eine solche Dienstleistung überhaupt angeboten wird, liegt im Ermessen des öffentlichen Trägers.
- Die Entwicklungen laufender Erträge können vom Träger nur in geringem Maße beeinflusst werden.

9.7.2 Vereins-Modell

Die Gründung eines lokalen Vereins ist eine Option zur wirtschaftlichen Nutzung. Der Verein errichtet und betreibt ggf. Betriebseinheiten selbst und kann, wenn er rechtsfähig ist, anstelle des Grundstückseigentümers gegenüber der Behörde/dem Träger für die Einhaltung der Bedingungen eines ordnungsgemäßen Betriebs verantwortlich sein. Die Gründung eines Vereins erfordert sieben Mit-

glieder, es sollten sich also mindestens sieben Interessenten für diese Lösung entscheiden. Die formalen Anforderungen bestehen in der Erarbeitung einer Satzung und der Eintragung ins Vereinsregister. Insbesondere die Ausarbeitung einer sicheren Satzung bildet die notwendige Grundlage für den dauerhaften Bestand des Vereins und regelt die Rechte und Pflichten sowie die Kostenaufteilungen und Verantwortlichkeiten. Die vertraglichen Vereinbarungen betreffen z.B. die Wahl und rechtliche Sicherung von Gebäudeeinheiten und sonstige mit dem Grundstück verbundene Betriebseinheiten, die Energiezuführung, Betriebsverantwortung, Kostenverteilung und die Verfahrensweise bei Umweltauflagen. Zur Erstellung des Vertragswerks ist i. d. R. externe Hilfe erforderlich. Die Aufgabenverteilung innerhalb des Vereins regelt dieser selber.

Chancen und Risiken

- Vereinsstrukturen sind in der Regel auf Gemeinnützigkeit ausgelegt, haben zwar ihre Organe, die jedoch ohne weiteres austauschbar sind.
- Die Rechtsform des Vereins scheint für ein Vorhaben dieser Größenordnung nicht rechtssicher und stabil genug.
- Bei einer Vereinslösung sind die Regeln nach innen und außen klar definiert. Der Verein haftet mit seinem Vermögen für Fehler des Vorstands. Die Mitglieder haften nicht für den Verein.
- Aufgrund des begrenzten Vereinsvermögens kann der Verein bei plötzlichem Finanzbedarf nicht flexibel handeln.
- Die Selbstorganisation im Verein muss als zeitlicher Aufwand berücksichtigt werden.
- Es besteht das Risiko, dass sich der Verein auflöst, z.B. infolge interner Unstimmigkeiten und die Behörde die Zustimmung zum Betrieb der Anlage zurückzieht.

9.7.3 GbR-Modell

Die Gründung einer „Gesellschaft bürgerlichen Rechts“ (kurz GbR) stellt eine Alternative zum Verein dar und bietet ebenfalls die organisatorischen Voraussetzungen, Teile des Schilfpoldersystems eigenverantwortlich bauen und betreiben zu können. Die Gesellschafter sind für die Einhaltung vertraglicher Vereinbarungen und behördlichen Auflagen verantwortlich. Eine GbR kann schon von zwei Personen gegründet werden. Die Grundlage der Tätigkeit bildet der Gesellschaftsvertrag, mit dessen Hilfe auch die Aufgabenverteilung untereinander geklärt wird. Auch wenn sich die konkreten rechtlichen Regelungen von denjenigen des Vereins deutlich unterscheiden, so ist der Abstimmungsbedarf bzgl. Kostenaufteilung und Verantwortlichkeiten bei Bau und Betrieb Teile des Poldersystems ähnlich.

Chancen und Risiken im Vergleich zur Vereinslösung

- Die GbR ermöglicht im Vergleich zum Verein eine flexiblere Gestaltung der Vertragsbedingungen, da weder Anzahl der Gründungsmitglieder noch die Gestaltung des Gesellschaftsvertrags vorgeschrieben sind.
- Wirtschaftliche Aktivitäten und Investitionen können flexibler gehandhabt werden.
- Die Gesellschafter haften prinzipiell unbeschränkt persönlich.

9.7.4 Bau- und Dienstleistermodell

Von den vorangegangenen unterscheidet sich der folgende Ansatz darin, dass der Grundstückseigentümer Hilfe von Dritten in Anspruch nimmt. Bei diesem Modell werden das Schilfpoldersystem selbst und ggf. weitere Betriebseinheiten von einem Bau- und Dienstleister errichtet, vorfinanziert und, falls gewünscht, betrieben.

Vor Baubeginn ist ein Vertrag zwischen Grundstückseigentümer und Dienstleister abzuschließen, in dem die vereinbarten Tätigkeiten und Kosten aufgeführt sind. Der Dienstleister handelt dann im Auftrag des Grundstückseigentümers, verhandelt Preise, schließt Verträge mit Herstellern und Einbaufirmen ab. Nach Fertigstellung der Baumaßnahme werden die Baukosten den Grundstückseigentümern in Rechnung gestellt und die Anlagen auf die Eigentümer übertragen. Neben der Errichtung kann der Bau- und Dienstleister vertraglich den Betrieb und die Wartung übernehmen.

Chancen und Risiken

- Der Dienstleister übernimmt wesentliche notwendige Koordinations- und Abstimmungsaufgaben, da er zentraler Ansprechpartner für alle am Projekt Beteiligten ist.
- In der Regel bedarf es hierzu eines qualifiziertem Allianz- bzw. Projektmanagements.
- Spezielle Wünsche von Interessengruppen können berücksichtigt werden.
- Die Leistungen des Dienstleisters müssen zusätzlich finanziert werden.
- Es besteht das Risiko der Insolvenz des Dienstleisters.

9.7.5 Genossenschafts-Modell

Eine weitere Möglichkeit besteht in der Gründung einer Genossenschaft. Bei der Unternehmensform eG (eG = eingetragene Genossenschaft) handelt es sich um das Modell der AG (AG = Aktiengesellschaft), allerdings ohne Kapitalrisiko. Es gelten prinzipiell für beide Unternehmensformen die gleichen Spielregeln, mit dem wichtigen Unterschied, dass nicht die Höhe des Kapitals, sondern die Stimme des Mitglieds die Entwicklung des Wirtschaftsunternehmens bestimmt. Der partizipative Gedanke steht im Mittelpunkt, nicht die Rendite. Mitglieder haben bei der Genossenschaft nicht nur ein wirtschaftliches Interesse, sondern auch die Möglichkeit, eigene Ideen einzubringen. Ebenso ist die Zeichnung von Geschäftsanteilen in einer vorhandenen Genossenschaft möglich, sofern dies die Satzung und Ziele des Wirtschaftsunternehmens zulassen.

Zur Gründung sind mindestens drei Mitglieder notwendig, rechtliche Grundlage bildet das Genossenschaftsgesetz. Die Genossenschaft wird als Wirtschaftsunternehmen in das Genossenschaftsregister eingetragen. Der Sitz der Genossenschaft ist nicht ortsgebunden, sollte allerdings einen regionalen Bezug haben. Die Genossenschaft errichtet und betreibt die Anlage und ist für die Einhaltung der Auflagen verantwortlich. Rechte und Pflichten der Mitglieder werden über die Satzung hinaus in einem internen Regelwerk festgeschrieben.

Grundsätzlich ist die Genossenschaft Pflichtmitglied in einem Prüfungsverband. Hier sind in der Regel interne Rechts-, Wirtschafts-, Technik- und Finanzberater eingebunden, die die Mitglieder unterstützen.

Chancen und Risiken im Vergleich zum Vereinsmodell

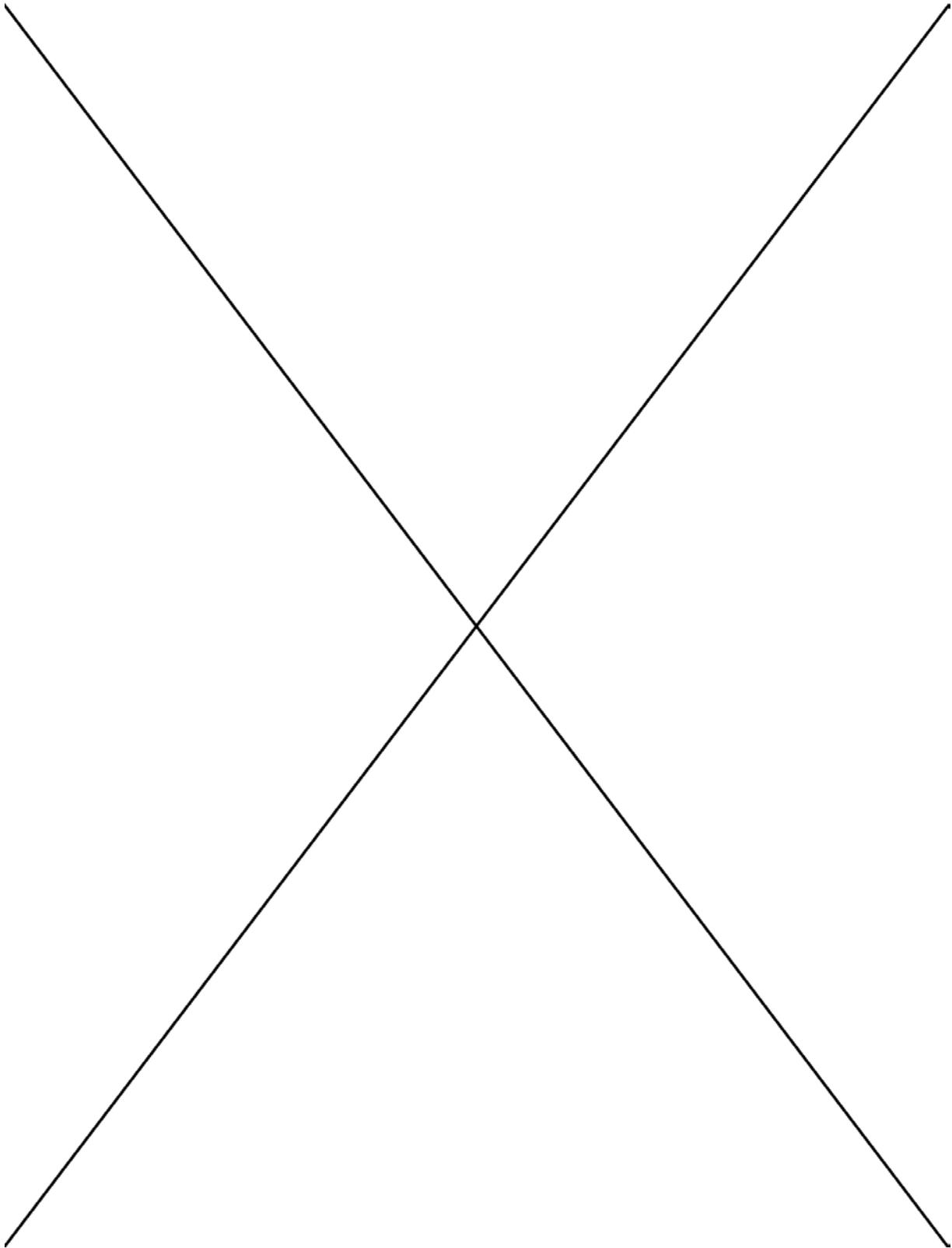
- Bei einer Genossenschaftslösung sind die Regeln nach innen und außen ebenfalls klar definiert. Die Genossenschaft haftet für Fehler des Vorstands, die Mitglieder haften nur im begrenzten Umfang, z. B. mit ihren Einlagen, sofern dies nicht anders in der Satzung geregelt ist.
- Die Rechtsform der Genossenschaft erleichtert wirtschaftliche Aktivitäten; vielfältige rechtlich vorgeschriebene Kontrollen bieten Sicherheit.
- Die Ausdehnung des Geschäftsbetriebes auf Nichtmitglieder ist zulässig.
- Mit den Kontrollen ergeben sich zusätzliche Kosten; die allerdings bei vergleichbaren Unternehmensformen auch durch Steuer- und Wirtschaftsberatung anfallen.

9.7.6 Empfehlung zum Geschäftsmodell

Das Genossenschaftsmodell wird von den Verfassern favorisiert. Der Vorteil der lokalen Wertschöpfung ist groß. Es sind eine große Anzahl von Erfolgsunternehmen bekannt (z.B. DATEV, Volksbanken, GLS-Bank). Aufgrund eigener Erfahrungen auf dem Gebiet der Gründung von Genossenschaften und als Vorstandsmitglied des Verbandrates eines Genossenschafts-Prüfungsverbandes in Berlin steht der Mitverfasser dieses Berichtes Gert Köhler hierfür als Ansprechpartner zur Verfügung.

9.8 Vorläufige Kostenannahme zum Bau des Schilfpoldersystems

Die Baukosten sind in der Tab. 33 nach den Bereichen Gesamtbaukosten und nach den Bauabschnitten P1 (=1.1 BA und 1.2 BA), P2 (= 2. BA) und P3 (3. BA) (vgl. Abb. 24) aufgelistet. Es wird darauf hingewiesen, dass das vorliegende Gutachten eine erste planerische Grobkonzeption darstellt, die eine detaillierte Planung und sowie eine daraus abschließend ermittelte Baukostensumme auf der Ebene der Vor- bis Genehmigungsplanung nicht ersetzen kann.



Tab. 33: Vorläufige Kostenannahme zur Grobkonzeption für Bau und Betrieb des Schilfpoldersystems einschließlich der Huntezuleitung über die Elze. Keine Baukostensumme im Sinne der Vor- bis Genehmigungsplanung.

10 Nachhaltige Landnutzung und Entwicklungsperspektive der Landwirtschaft

10.1 Nachhaltige Landnutzung zur Erhöhung der „Ökosystemdienstleistung der Natur“ im Einzugsgebiet

Feuchtgebiete stellen natürlicherweise Retentionsbereiche für pflanzennotwendige Stoffe und das Wasser in der Landschaft dar. Sie entfalten dabei zugleich positive Effekte auf die lokale Niederschlags- und Temperaturentwicklung, was u.a. mit Blick auf den Klimawandel und die damit einhergehenden nachteiligen Auswirkungen auf die Landnutzung besonders hervorzuheben ist.

Die **Retentionsfunktion von pflanzennotwendigen Stoffen** in Feuchtgebieten ist zum einen auf die Verzögerung des Wasserflusses zurückzuführen. Durch sie werden erodierende Partikel und daran gebundene Nährstoffe (z.B. phosphorhaltige Bodenteilchen) vermehrt zurückgehalten und nachfolgend durch die vergesellschafteten Organismen mehr oder weniger dauerhaft festgelegt. Zum anderen erfolgt in den vermehrt wasserspeichernden Niederungsböden der Abbau organischer Substanz hauptsächlich nur noch im wurzelnahen Bereich, da in erster Linie dort durch die Transpiration der Pflanze Sauerstoff in den Boden eindringen kann und die Potenziale für die Bakterientätigkeit erhöht sind. Die Freisetzung von Nähr- bzw. Nutstoffen erfolgt somit rückgekoppelt an das Pflanzenwachstum und geht mit einem stoffverlustarmen Einbau der Nutstoffe in die Biomasse einher.

Feuchtgebiete entwickeln ihre Eigenschaft einer „stofflichen Senke“ (Stoffretention durch Stoffrückhalt im Boden und Stoffeinbau in die Biomasse) über eine Optimierung des Wasserhaushaltes an ihrem Standort. Dies erfolgt durch eine Anreicherung von abgestorbenen organischem Material, wodurch die **Wasserspeicherung** des Bodens steigt. Der verbesserte Wasserrückhalt hat zugleich einen positiven Einfluss auf die lokale Temperatur, Wind- und Niederschlagsverteilung (Ripl & Wolter 2002, Ripl & Wolter 2003, Ripl & Wolter 2005). Indem in Feuchtgebieten durch die zunehmende Biomasseanreicherung die Wasserspeicherung im Boden steigt, wird die Wasserversorgung der Vegetation zwischen Niederschlagsereignissen gegenüber der übrigen Landschaft verbessert. Hierdurch kann die Vegetation den Energiepuls der Sonne durch Transpiration verbessert dämpfen („Verdunstungskühle“ am Tag). Mit der verbesserten Kühlung am Tag steigt die Kondensationswahrscheinlichkeit des Wassers - es zirkuliert somit vermehrt häufiger und kleinräumiger und bleibt hierüber dem Standort besser erhalten. Einher geht die zunehmend kleinräumige Kreislaufführung des Wassers neben einer Vergleichmäßigung der Tag-Nacht-Temperaturamplitude auch mit einer Vergleichmäßigung der saisonalen Abflussspende aus dem Einzugsgebiet in Richtung Gewässer. Durch die Entwicklung verdunstungsaktiver Vegetation, die neben Feuchtgebieten insbesondere in naturnahen Wäldern mit ihrer wasser- und stoffspeichernden Humusschicht (z.B. auf auswaschungsgefährdeten Kuppen) von Bedeutung ist, findet somit eine Selbstoptimierung im Einzugsgebiet statt. Dabei entstehen eher rasche, kleinräumige Zyklen des Wassers. Zusammen mit dem Wasser werden auch die darin gelösten Stoffe vermehrt im Kreis geführt. Charakterisiert ist diese Entwicklung durch eine vergleichsweise nachhaltige, stoffverlustarme Funktionsweise der Vegetation mit zugleich positiven Auswirkungen auf das Lokalklima (vgl. Abb. 29).

Die lokalklimatischen Zusammenhänge eines intakten bzw. destabilisierten Landschaftswasserhaushaltes verdeutlichen Satellitenbilder zur Temperaturverteilung an der Erdoberfläche. Aus ihnen kann in Abhängigkeit vom lokalen Wasserhaushalt eine Temperaturdifferenz zwischen mit Vegetation bestandenen (feuchteren) und vegetationsfreien bzw. -armen (trockeneren) Flächen von 10-15 °C und mehr abgeleitet werden. Als Beispiel ist in Abb. 29 ein Thermalbild des Satelliten Landsat 7 vom 05.07.2001 dargestellt. Mit Hilfe des zugehörigen RGB-Composites (Rot-Gün-Blau Farbbild, Abb. 29) lassen sich die zu überhitzten bzw. gekühlten Strukturen gehörenden Landnutzungen (Acker, bebauten Gebiete, Wälder, Feuchtgebiete und Seen) veranschaulichen. Die hohen räumlichen Temperaturgradienten begünstigen großräumige Ausgleichsbewegungen der Luft, die mit vermehrter raum-zeitlicher Trennung der Verdunstungs-Kondensations-Zyklen und damit mit intensiveren Temperatur- und Abflussexremen sowie von Stoffverlustprozessen in der Landschaft einhergehen.

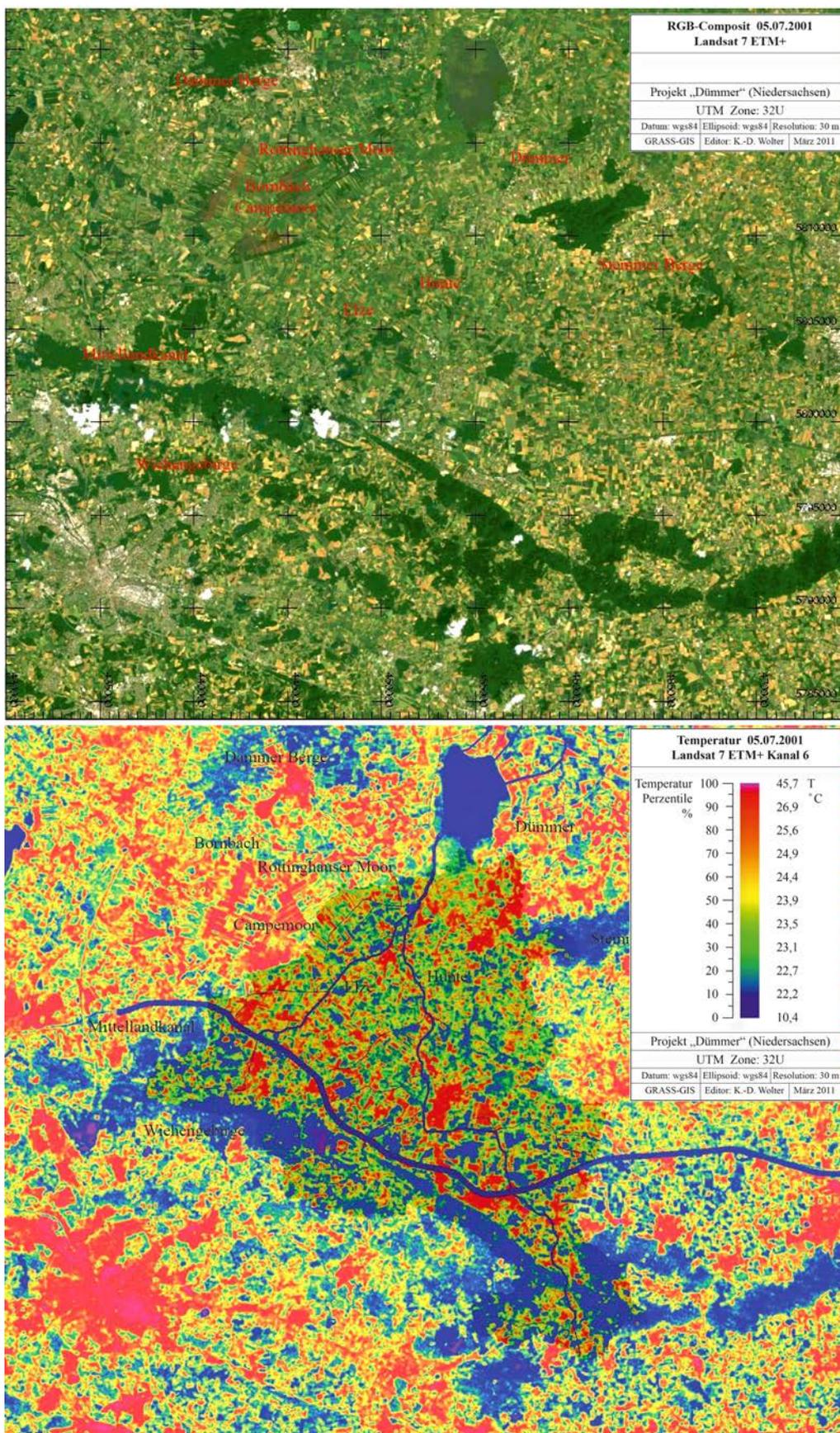


Abb. 29: RGB-Composit (oben) und Thermalbild (unten) Dümmen und Einzugsgebiet (Einzugsgebiet dunkel hervorgehoben). Berechnung des Einzugsgebietes: GRASS-GIS. Quellen: DEM - SRTM data und Landsat 7 ETM: USGS - United States Geological Survey, <http://glovis.usgs.gov>

Im Rahmen der anthropogenen Landnutzung wurde der Bodenwasserspiegel weiträumig abgesenkt. Dadurch wurden die ursprünglich eher kleinräumigen Wasser- und Stoffkreisläufe geöffnet. Die Potenziale zum Abbau des angereicherten wasser- und stoffspeichernden organischen Materials sind, bedingt durch so erhöhte Temperatur- und Feuchteschwankungen im Boden, gestiegen und dadurch kaum mehr an den Biomassezuwachs rückgekoppelt. Die damit einhergehenden Stoffverluste der gelösten Mineralsalze an Gewässer betragen beispielsweise in der BRD über 1 t/(ha*a) (Ripl *et al.* 1996, Hildmann 1999). Hierdurch wurden die Ökosysteme in eine frühere Phase der Selbstorganisation bzw. in eine weniger nachhaltige Funktionsweise zurückversetzt. Verbunden damit ist der Aufwand bei der Flächenbewirtschaftung - z.B. durch energieaufwändige Düngung und Bewässerung der Landwirtschaftsflächen - gestiegen. Auch das Risiko qualitativer und quantitativer Ernte-Einbußen durch Temperaturextreme - zum Beispiel durch verlängerte sommerliche Trockenphasen und Witterungsextreme in Abhängigkeit der jeweiligen Bodeneigenschaften ist erhöht.

Die Entwicklung von großflächigen Feuchtgebieten - im vorliegenden Fall die Entwicklung eines großen Schilfpoldersystems am Dümmer - stellt einen wertvollen Beitrag dar, um den Wasser- und Stoffrückhalt der Landschaft wieder zu erhöhen und dabei zugleich die beschriebenen positive Effekte auf das Lokalklima zum Vorteil der Landnutzer herbeizuführen. Mit Blick auf den fortschreitenden Klimawandel und die dabei prognostizierten Zunahmen an extremen Witterungsereignissen (z.B. Temperatur- und Niederschlagsextreme) tragen Feuchtgebiete wie der Dümmer daher zur Stabilisierung der für den Menschen besonders wichtigen Landschaftsfunktionen (u.a. ein möglichst ausgeglichenes Klima, eine möglichst ausgeglichene Abflussspende, eine nachhaltige Bodenfruchtbarkeit durch Erhalt der Nährstoffe am Standort) bei. Für die Landwirtschaft ist in diesem Zusammenhang insbesondere der verbesserte Rückhalt des Wassers in der Landschaft durch seine häufige und kleinräumige Zirkulation hervorzuheben. Hierdurch wird dem extremen Austrocknen und Erhitzen der Fläche insbesondere in sommerlichen Trockenperioden entgegen gewirkt. Es handelt sich somit um eine dem Flächennutzer zu Gute kommende „Ökosystemdienstleistung“ oder um eine „Serviceleistung der Natur für die Gesellschaft“.

Das Schilfpoldersystem am Dümmer kann seine Wasser- und Stoffretention sowie die damit einhergehenden Auswirkungen auf die Landschaftsfunktionen umso wirksamer wahrnehmen, je höher der Zuwachs der hochproduktiven Feuchtgebietsvegetation ist. Der Vegetationszuwachs wird maximiert, indem eine Bewirtschaftung dieser Flächen („Schilf-Ernte“) erfolgt. Denkbar wäre zum Beispiel die Erzeugung von regenerativen Energie- und Rohstoffträgern aus dem gewonnenen Schilf des Poldersystems am Dümmer. Ergänzend dazu sollten im „kleinräumigeren Umfang“ weitere Feuchtgebiete entlang der Gewässer - zum Beispiel im Rahmen von Gewässer-Renaturierungen und Biotopverbundplanungen - konzipiert werden. Sie können der Stoffauswaschung (u.a. Phosphor) dichter an den Austragsorten entgegenwirken und in der Summe ihres Zusammenwirkens zugleich die für die Landnutzung positive „dynamische Speicherung“ des Wassers in der Fläche erhöhen.

Flankierend dazu sollte angestrebt werden, dass in größerem Umfang als bisher Maßnahmen zur Minimierung der Stoffausträge im Rahmen der Landnutzung vorgenommen werden. Ziel sollte sein, dass zum einen insbesondere in den Zeiträumen des Spitzeneintrags an Phosphor in die Gewässer im März die pflanzennotwendigen Stoffe vermehrt auf den Landwirtschaftsflächen erhalten bzw. ihre Transporte als „Schadstoff“ in die Oberflächengewässer soweit als möglich herabgesetzt werden. Der Monat März stellt den Beginn der Gülleausbringung dar, welche als Hauptursache für den überwiegend aus Erosionsprozessen stammenden Phosphoreintrag in den Dümmer gesehen wird. Entsprechende Maßnahmen sind gerade vor dem Hintergrund der zu erwartenden Intensivierung der Landnutzung (z.B. im Rahmen eines vermehrten Biomasseanbaues im Zuge der Energiewende) unabdingbar, um das Schilfpoldersystem möglichst effizient und flächensparsam bauen zu können.

Entsprechende Entwicklungen zur Minimierung landnutzungsbedingter Phosphor-Auswaschungen könnte die NEC-Richtlinie der EU (2001/81/EG) über nationale Emissionsmengen für bestimmte Luftschadstoffe bewirken, welche im Rahmen der Novelle der Luftqualitätsrahmenrichtlinie 2013 fortgeschrieben werden soll. Sofern zur Umsetzung der Ziele dieser Richtlinie bundesweit und u.a. auf ei-

ne zeitnahe Einarbeitung ausgebrachter Gülle in den Boden hingewirkt werden würde, könnte dies dazu beitragen, auch die durch Erosion insbesondere im Frühjahr bewirkten Eintragungsspitzen an Phosphor in für die Entwicklung einer intakten Gewässerbiozönose besonders sensiblen Zeiträumen herabzusetzen. Diese zukünftigen Entwicklungen der Landnutzung wären insofern auch für die Planung des Schilfpoldersystems am Dümmer von großem Interesse und finden im vorliegenden Gutachten in Form einer Szenarienbetrachtung Berücksichtigung (vgl. Kap. 6.5.6).

Wird die intensive, nicht an kleinräumige Wasser- und Stoffzyklen ausgerichtete land- und forstwirtschaftliche Produktion von energiereicher Biomasse beibehalten, führt die damit einhergehende vermehrte Protonenfreisetzung im Boden zu einer fortschreitenden Auswaschung von Basenkationen, welche mit dem Bodenwasser in die Fließgewässer und schließlich zur globalen Senke Meer transportiert werden. Fortwährende maximierte Stoffverluste stehen in Widerspruch zum Selbstorganisationsprinzip der Natur in Richtung maximaler Nachhaltigkeit (d.h. Erhalt des Wasser- und Stoffangebotes). Sie wiegen umso schwerer, je weiter und langandauernder der Degradationsprozess der Oberböden fortgeschritten oder je geringer der natürlicherweise vorhandene Basenvorrat eines Standortes ist. Zu berücksichtigen ist, dass die Auslaugung der Nutstoffe zu einer relativen Anreicherung des inerten Materials (z.B. Silikate) sowie der zunächst (d.h. bei noch nicht durch Basenmangel bewirkte zu starker Bodenversauerung) meist relativ immobilen Schadstoffe im Boden führt. Das für die Bodenfruchtbarkeit wesentliche Verhältnis von Nutstoffen zu Schadstoffen verschlechtert sich zunehmend und erfordert energieaufwändige Gegenmaßnahmen in Form der Düngung. Auf die landnutzungsbedingten Folgen des degradierten Wasserhaushaltes, der dem gestörten Stoffhaushalt zugrunde liegt (Notwendigkeit der Bewässerung, erhöhtes Risiko von Ernteeinbußen infolge des gestörten Lokalklimas, welches großräumige Klimateffekte verstärkt) und daher nicht losgelöst davon betrachtet werden kann, wurde zuvor bereits eingegangen.

10.2 Nachhaltige Landnutzung zur Erhöhung der „Ökosystemdienstleistung der Natur“ für die Gewässer

Hervorzuheben ist, dass ohne einen maximierten Wasser- und Stoffrückhalt im Einzugsgebiet zugleich die Voraussetzungen dafür fehlen, dass sich in den zugehörigen Gewässern eine stabile Organismengesellschaft ausbildet. Dadurch werden kostenintensive Maßnahmen zur Rehabilitation der Gewässer (Seesänierung, Seerestaurierung, z.B. Entschlammung, Nährstofffällung) notwendig.

Nur wenn nach dem Vorbild der Natur nahezu vollständig im Einzugsgebiet kleinräumige Wasser- und Stoffzyklen entwickelt werden, sind Stoffausträge in Richtung der Fließgewässer minimiert und bleiben so dem Standort erhalten. Die noch verbleibenden Stoffeinträge in die Gewässer (z.B. Seen) weisen unter diesen Rahmenbedingungen ein charakteristisches jahreszeitliches Muster auf. Unter diesem können sich hochvernetzte Zönosen entwickeln, die das begrenzte Nährstoffangebot rasch und kleinräumig zirkulieren und damit zugleich die Sedimentation (d.h. die Verlandung oder „Seenalterung“) minimieren. Generell lassen sich hinsichtlich ihres Konzentrationsjahresganges bei den Einträgen folgende Stoffklassen unterscheiden (Ripl *et al.* 1996):

- Säurebildner (wie Schwefel oder Stickstoff):
Die Sulfat- oder Nitratkonzentrationen zeigen zeitverschoben die Abbauprozesse organischer Substanz an. Bei sinkendem Bodenwasserstand im Frühjahr/Sommer (zurückgehender Abfluss) dominiert der Abbauprozess in den oberen Bodenschichten gegenüber dem Stofflösungs- und Verlagerungsprozess. Dabei werden reduzierte Stickstoff- und Schwefelverbindungen unter Säurebildung oxidiert. Durch die gebildeten Protonen können Basenkationen vermehrt in Lösung gehen. Bei steigendem Wasserstand und zunehmendem Abfluss in der kühleren Jahreszeit erfolgt die vermehrte Auswaschung der Stoffe. Bei dem ersten stärkeren Anstieg des Abflusses am Jahresende nach einer längeren, eher abflussarmen Zeit sind daher die Konzentrationsmaxima an Einträgen in Fließgewässer und Seen zu erwarten.

- Schwerer lösliche Stoffe (z.B. Calcium, Magnesium, Kalium):
Ihre Konzentration ist neben der Löslichkeit auch vom Wasserfluss abhängig. Jahreszeitliche Schwankungen um den Mittelwert sind bei diesen Stoffen daher eher als gering einzuschätzen.
- Überwiegend partikulär gebundene Stoffe (z.B. partikulärer Phosphor):
Ihre Konzentration ist an den oberflächlichen Erosionsprozess gekoppelt, so dass bei ihnen starke raum-zeitliche Schwankungen in Abhängigkeit von kurzzeitigen Abflussspitzen, z.B. nach Starkregenereignissen, und in Abhängigkeit von der Lage im Einzugsgebiet auftreten.

Nur bei minimierten, nach jahreszeitlichen Mustern erfolgenden Stoffeinträgen können intakte Seen mit einer vernetzten Gewässerbiozönose entstehen. Diese sind daran erkennbar, dass die Dominanz von Planktongesellschaften zurückgeht; insbesondere im Litoral wird stattdessen das Auftreten von Wasserpflanzen und Aufwuchsorganismen und damit die enge raum-zeitliche Kopplung von Produktion und Respiration wahrscheinlicher.

Der Schutz der Gewässer - funktional zu verstehen als Maximierung des Anteils an stofflichen Kreisprozessen - kann daher sinnvoll nur auf der Ebene von Wassereinzugsgebieten erfolgen (Ripl *et al.* 1996).

Zusammenfassend bedingen sich der Schutz von land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden vor Auslaugung auf der einen Seite sowie der Gewässerschutz von schädigenden Nährstoffeinträgen auf der anderen Seite einander. Als geeignete übergeordnete Maßnahme zum Schutz der Gewässer ist maßgeblich die Entwicklung eines intakten Landschaftswasserhaushaltes mit möglichst geschlossenen Stoffkreisläufen zu betrachten.

Eine an diesen Zielen orientierte Landnutzung würde mit zu einem verbesserten Stoffrückhalt im Einzugsgebiet und damit zum Schutz der Gewässer beitragen.

11 Zusammenfassung

Für den durch Phosphoreinträge aus dem Einzugsgebiet hypertrophen Dümmer wurde von Rippl (1983) ein Sanierungskonzept erstellt, von dem 1. die Reduktion der Phosphor-Ablaufmengen von Kläranlagen im Einzugsgebiet und 2. die Umleitung des hoch nährstoffhaltigen Bornbachs umgesetzt sind. Die dritte und essentielle Maßnahme - der Bau eines Großschilfpolders von ca. 2 km² - wurde bislang erst bis 1997 mit einem Versuchspolder und einer Vorentwurfsplanung vorbereitet (Rippl, Feibicke *et al.* 1994, StAWA Sulingen 1997).

Das vorliegende Gutachten stellt eine Aktualisierung und Präzisierung der möglichen Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen und ihre Anwendbarkeit am Dümmer dar. Hierzu wurde die aktuelle Datenbasis für ein Schilfpoldersystem am größten Zufluss zum Dümmer, der Hunte, neu ausgewertet und die Dimensionierung der Poldergröße auch vor der Problematik einer geringen Flächenverfügbarkeit im Gebiet hinterfragt. Weiterhin wurden Detailfragen zur hydrologischen Konzeption und zum Bau und Betrieb des Schilfpoldersystems geklärt.

Der Dümmer ist ein polymiktischer Flachsee mit 12,4 km² Fläche und einer mittleren Tiefe von 1,1 m. Das Wasservolumen von 14 Mio m³ hat eine mittlere Aufenthaltszeit von 67,3 Tagen. Der wichtigste Zufluss - die Hunte - entwässert seit 2009 ein 324,2 km² großes Einzugsgebiet mit einem mittleren Abfluss von 2,36 m³/s (Mittelwert 1990-04.2009 ohne Bornbach, 04.2009-2011 unkorrigiert). Daneben gibt es das Einzugsgebiet des Marler Grabens mit 6,14 km². Nach der Bornbachumleitung wird der Dümmer mit der Hunte im langjährigen Jahresmittel vermutlich eine Phosphorfracht von 13,3 t/a erhalten. Für 2010/2011 betragen das arithmetische Mittel 163 µg P/L und das volumengewichtete Mittel 186 µg P/L. Maßnahmen in der Landwirtschaft zur Reduktion der Einträge aus Dünger und aus Gülle sollen in der Zukunft eine Reduktion der P-Belastung um bis zu 30 % bewirken (Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“). Dem wurde ein Szenario „Null-%-P-Reduktion“ ohne erfolgreiche Maßnahmen in der Landwirtschaft gegenübergestellt.

Die klassischen Restaurierungsmaßnahmen (z.B. Entschlammung, P-Fällung, Belüftung, Sedimentoxidation und Nahrungskettenmanagement/Biomanipulation) sind am Dümmer nicht anwendbar, solange die hohe, hauptsächlich durch die Landwirtschaft verursachte externe Phosphorbelastung anhält. Nicht wissenschaftlich begründete Sanierungs-/Restaurierungsmethoden werden als wirkungslos eingestuft und scheiden für eine Finanzierung aus Steuermitteln aus.

Grundsätzlich ist das von Rippl (1983) vorgeschlagene Schilfpoldersystem auch heute noch die günstigste Maßnahme zur Sanierung des Dümmers mit einer sicheren Wirksamkeit. Unsicher ist ausschließlich die Antwort auf die Frage, wie groß ein Schilfpoldersystem für eine erfolgreiche und dauerhafte Sanierung des Dümmers gerade sein muss, ohne überdimensioniert zu sein.

Für das geplante Schilfpoldersystem wurde der hydraulische Funktionsnachweis mit Hilfe einer modifizierten Gauckler-Manning-Strickler-Formel mit einem für den Vegetationsanteil modifizierten Strickler-Beiwert erbracht. Im Schilfpoldersystem ist auch bei Hochwasser bei normalen Wassertiefen kein wesentlicher Rückstau durch die Vegetation zu erwarten. Die mittlere Verdunstung wurde mit Hilfe der Grasreferenzverdunstungsmethode berechnet. Danach erreicht sie im Juli ihr Maximum mit ca. 4,3 mm/d. Die Infiltration konnte nur mit einem Ansatz nach Darcy berechnet werden und wurde für ein 2 km² großes Feuchtgebiet mit 25 L/s oder ca. 1 mm/d geschätzt. Durch Kolmation dürfte die Versickerung im Laufe der Jahre abnehmen. Um die häufig im Sommer auftretende negative Wasserbilanz im Dümmer zu verbessern, könnten evtl. die heute im Sommer noch auftretenden Abschläge von Abflussspitzen in den Mittellandkanal unterbleiben.

Die Phosphorretentionsleistung wurde aus den Daten des Versuchspolderbetriebs (1990-1994) (Tagesdaten Zulaufmenge, Ablaufmenge und Phosphorkonzentration) vor allem mit dem P-k-C* Modell (Kadlec & Wallace 2009) mit dem Ziel berechnet, die notwendige Flächengröße des geplanten

Schilfpoldersystems zu ermitteln. Die dabei errechnete Geschwindigkeitskonstante k der Phosphorretention lag mit 86,4 m/a im Vergleich zu 282 Referenzfeuchtgebieten (Kadlec & Wallace 2009) bei der 91-%-Perzentile und war damit ungewöhnlich hoch. Der hohe k -Wert wird auf eine vergleichsweise sehr gute Sedimentierbarkeit des partikulär gebundenen Phosphors aus der Hunte zurückgeführt. Hinsichtlich der genauen Höhe der Geschwindigkeitskonstante k verbleiben jedoch Unsicherheiten, da sich die Zusammensetzung der Phosphorfraktionen in der Hunte durch verringerte P-Frachten aus den Kläranlagen und durch die Bornbachumleitung inzwischen geändert hat. Der P-Wert oder PTIS-Wert ist die „apparent TIS Number“ (deutsch etwa „scheinbare Anzahl von Becken in Serie“) und beschreibt die hydraulische Effizienz eines Schilfpoldersystems. Eine hohe hydraulische Effizienz bewirkt eine sehr gleichmäßige Durchströmung eines Polders ohne Totzonen (kein Wasseraustausch) und ohne Kurzschlussströmungen (erhöhter Wasseraustausch), was zu einer relativ hohen Phosphorretentionsleistung des Polders führt. Für das geplante Schilfpoldersystem wurde ein PTIS von 2,5 angenommen. Hinzu kommt, dass die Phosphorkonzentration aus dem Schilfpolder möglicherweise im Dümmer noch durch See-interne Prozesse (Sedimentation, Aufnahme in Aufwuchs oder Wasserpflanzen) verringert wird.

Für die Sanierung des Dümmer sollte ein deutlicher Rückgang der Phytoplanktondichte und des Anteils an Cyanobakterien sowie ein nachhaltiger Übergang vom planktondominierten zum Wasserpflanzen- und Aufwuchs-dominierten Zustand stattfinden (Sanierungsziel). In einem Flachsee wie dem Dümmer ist die Phosphorkonzentration, ab der ein solcher Übergang dauerhaft zu erwarten ist, nicht mit Sicherheit anzugeben. Nach der Fachliteratur können Grenzkonzentrationen von 40-80 $\mu\text{g P/L}$, wahrscheinlich aber unter 50 $\mu\text{g P/L}$ zugrunde gelegt werden.

Die Polderdimensionierung wurde einerseits mit den für die Zukunft erwarteten arithmetischen Monatsmittelwerten von Abfluss und Phosphorkonzentration vorgenommen. Bei der detaillierten Analyse der zeitlichen Verteilung der Phosphorfrachten hat sich gezeigt, dass der Monat März besonders kritisch für die Dimensionierung des Schilfpoldersystems ist (hoher Abfluss, hohe Phosphorfracht, Füllung des Dümmer mit Wasser, das zum Sommer hin kaum noch ausgetauscht wird). Da die Tageswerte der Phosphorkonzentration und des Abflusses erheblich schwanken können, sollten für eine sorgfältige Dimensionierung des Schilfpoldersystems auch volumengewichtete Polderablaufwerte für den Monat März zugrunde gelegt werden. Aus der Anwendung der volumengewichteten Mittelwerte resultiert generell ein höherer Flächenbedarf als bei der Anwendung von arithmetischen Mittelwerten.

Das Schilfpoldersystem sollte durch einen stufenweisen Bau in Bauphasen realisiert werden. Über den weiteren Baufortschritt sollte jeweils auf der Grundlage der Bewertung eines parallel erfolgenden Monitorings - insbesondere im Hinblick auf die Reaktion des Dümmer und aufgrund der Wirkung der Maßnahmen zur Senkung der Phosphorfracht aus dem Einzugsgebiet - entschieden werden.

Diese Vorgehensweise ist nicht nur auf eine sichere Wirksamkeit des Schilfpolders ausgerichtet. Sie soll auch gewährleisten, dass möglichst effektiv die tatsächlich benötigte Poldergröße zur Realisierung kommt und ein unnötiger *worst-case*-Ansatz in der Dimensionierung vermieden wird.

Für die notwendige Flächengröße des Schilfpoldersystems ist die Frage entscheidend, um wie viel die Phosphorfracht der Hunte gesenkt werden kann. Wenn keine Phosphorentlastung möglich ist (Szenario „Null-%-P-Reduktion“), dürfte die Flächengröße für eine hohe Wahrscheinlichkeit der erfolgreichen Dümmersanierung über 3 km² Nettopolderfläche liegen und damit auf der Optionsfläche II westlich der Hunte und südlich der Kreisstraße 422 nicht realisierbar sein. (Soweit nicht anders angegeben sind alle Angaben in dieser Zusammenfassung Nettopolderflächen, d.h. die reine Schilf-bestandene Wasserfläche ohne Dämme, Wege und Wirtschaftsflächen).

Demgegenüber lassen sich mit dem Szenario „Minus-30-%-P-Reduktion“, das von der Landwirtschaftsseite für machbar gehalten wird, die Flächengrößen deutlich reduzieren. Aus pragmatischen Gründen (rechteckiger Zuschnitt, skalierbare Flächengröße ohne große Veränderungen beim Zulauf

zum und Ablauf vom Schilfpoldersystem) wurden die Flächengrößen für die Bauphasen 1, 2 und 3 in einer vorläufigen Grobplanung auf 0,81, 1,26 und 1,62 km² Nettopolderfläche festgelegt. Diese Flächengrößen decken sich in etwa mit den Abstufungen, die sich aus der Dimensionierung der Schilfpolderfläche über die Zielgrößen der Phosphorablaufkonzentrationen ergeben.

Auf einer vierstufigen Skala wurde der Zusammenhang zwischen Nettopolderfläche und Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Sanierung in dem Szenario „Minus-30%-P-Reduktion“ folgendermaßen ermittelt:

- Bauphase 1: 0,81 km² Nettopolderfläche, geringe Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Sanierung des Dümmers,
- Bauphase 2: 1,26 km², mittlere Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Sanierung,
- Bauphase 3: 1,62 km², mittlere bis hohe Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Sanierung,
- 2,8 km², hohe Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Sanierung, hierfür wurde noch keine Bauphase geplant.

Bei diesen Abschätzungen wurde eine mögliche Phosphorfestlegung nach dem Zufluss des Wassers in den Dümmer noch nicht berücksichtigt. Die hier angegebenen Wahrscheinlichkeiten ließen sich noch schätzungsweise um eine Stufe verbessern, wenn folgende, noch nicht berücksichtigte Maßnahmen umgesetzt würden:

- Verlegung des Beginns der Gülleausbringung im Einzugsgebiet vom 01. März auf den 15. April,
- erhöhte Ableitung von Wasser in den Mittellandkanal (Hochwasserabschlag), insbesondere von Februar bis April,
- zusätzliche Ableitung von Wasser in den Bornbach bzw. Randkanal insbesondere in den Monaten Februar bis April,
- zusätzliche Phosphorretention durch Neuanlage von Überschwemmungsflächen an den Fließgewässern,
- und die separate Behandlung von Hochwasserwellen im Schilfpoldersystem durch Anhebung des Wasserstandes im Polder und anschließende Schließung des Zuflusses (Reinigung der Hochwasserwelle durch verlängerten Aufenthalt im Schilfpoldersystem)

Eine genaue Dimensionierung dieser Prozesse und der zusätzlichen Maßnahmen ist bislang noch nicht vorgenommen worden. Die Durchführung dieser Maßnahmen hat hohe Priorität, weil sich dadurch auch Abflussspitzen dämpfen lassen, was besonders zu einer effizienten Phosphorretention im Schilfpolder beiträgt. In welchem Umfang diese Maßnahmen - auch in ihrem Zusammenwirken - zur Phosphorentlastung der Hunte beitragen, sollte im Zuge eines für ein Sanierungsprojekt dieser Größenordnung notwendigen begleitenden Monitorings gezielt ermittelt werden.

Für die Bepflanzung des geplanten künstlichen Feuchtgebietes wird Schilf vorgeschlagen (vgl. Kap. 6.7). Es ist am besten an die hydrologischen (z.B. Wassertiefe) und stofflichen Anforderungen (Phosphorretention, Versorgung des Bodengrundes mit Sauerstoff) angepasst und kann als Topfballen oder durch Rhizomstücke und Halmstecklinge im Polder angepflanzt werden. Eine Anpflanzung über Samen (bzw. Schilfrispen) wäre kostengünstiger, ist aber in ihrem Erfolg vergleichsweise schwierig vorhersagbar.

Hinsichtlich der Fischdurchgängigkeit ist das Schilfpoldersystem für flussabwärts wandernde bzw. treibende Jungaale wahrscheinlich passierbar. Für eine weitergehende Fischdurchgängigkeit wäre eine technische Fischaufstiegshilfe notwendig (vgl. Kap. 6.8).

Das geplante Schilfpoldersystem ist eine wasserwirtschaftliche, technische Anlage mit der Zielsetzung einer hohen Phosphorretention. Die P-Retention soll durch hydrologische Steuerung (Wasserstand, hydraulische Effizienz) und Bewirtschaftung (Schilfhalmstärke, optimale Bodenstruktur, Mahd

bis zum 15. April) maximiert werden. Naturschutzziele können in dieser technischen Anlage nur eingeschränkt verwirklicht werden, z.B. in der dreieckigen Fläche am Rande der Optionsfläche 2 direkt neben der Hunte (vgl. Kap. 6.9).

Das Schilfpoldersystem soll auf der durch das StAWA Sulingen (1997) vorgeschlagenen Optionsfläche 2 südwestlich der Kreisstraße 422 und westlich der Hunte angelegt werden. Zur Speisung des Schilfpoldersystems sollte aus Gründen der Baukosten und der nachhaltigen Senkung der laufenden Kosten eine Speisung im freien Gefälle angestrebt werden. Um einen Rückstau in der Hunte zu vermeiden, müsste dafür eine Umleitung der Hunte oberhalb des Wehres Hunteburg in die Elze gebaut werden. Von der jetzigen Mündung der Elze in die Hunte müsste ein Zulaufgerinne in das Schilfpoldersystem angelegt werden. Die Hunte sollte möglichst bereits ab Bauphase 1 in das Schilfpoldersystem eingeleitet werden. Wegen der hohen Rest-Phosphorfracht der Hunte könnte durch eine alleinige Behandlung der Elze in der Bauphase 1 mit hoher Wahrscheinlichkeit kein Sanierungserfolg im Dümmer erreicht werden (vgl. Kap. 6.5).

Nach der vorläufigen Grobplanung soll das Schilfpoldersystem in Bauphasen (P1, P2, P3) angelegt werden. Jede Phase besteht aus 4-9 Gruppen von Poldern, jede Gruppe aus 2 Einzelpoldern mit 150 m Breite und 300 m Länge. Die Flächen für die Bauphase P1 liegen direkt an der Kreisstraße 422 und befinden zu einem großen Teil bereits in Landesbesitz. Eine Konzeption für Zulauf und Ablauf aus den Poldern einschließlich Möglichkeiten zur Wasserstands- und Abflussregulierung wurde erstellt. Querschnitte für die hydrologischen Einrichtungen und für die Geometrie der Dämme liegen vor. Bei einer geplanten Poldersohle von +37,60 mNN können von den erforderlichen rund 1,1 Mio. m³ bewegten Erdmassen im Aushub rd. 310.000 m³ im unmittelbaren Bereich der Hauptdeiche, Wirtschaftsdeiche, Poldereindeichung und dem Leitdamm wieder eingebaut werden. Der Rest ist im Umfeld bzw. in weiteren Auftragsflächen einzubringen. Technische Ausstattung, Gebäude und Erschließung wurden ebenfalls konzipiert (vgl. Kap. 9).

Für das Schilf wird eine stoffliche Verwertung als Dachreet favorisiert. Eine hohe Schilfqualität ist bei später, jährlicher Ernte bis Mitte April zu erwarten. Nach detaillierter Diskussion über die Vor- und Nachteile wird einer Ernte vom schwimmenden Gerät aus mit Fixierung und Fortbewegung des Bootes/Pontons über Stahlseile gegenüber der Ernte mit Raupen mit Kunststofflaufwerken der Vorzug gegeben. Andere Verwertungsformen des Schilfes sind möglich (vgl. Kap. 9.5).

Für die Pflege, Wartung und Sicherung des Betriebs des Schilfpoldersystems bietet sich ein Unternehmen in Rechtsform der eingetragenen Genossenschaft (eG) an. Dieses auf Ertrag ausgerichtete Wirtschaftsunternehmen lässt einen nicht unerheblichen Beitrag zur regionalen Entwicklung erwarten und kann u.U. auch Investitionen für bestimmte Betriebseinheiten selbstständig übernehmen. Bei diesem Modell werden relevante Akteure, Energie, Wasser, Boden und Luft im Sinne eines systemischen Ansatzes einbezogen. Durch Bündelung der Ressourcen vor Ort findet eine zukunftsweisende Erhöhung von regionalem Mehrwert und Wertschöpfung statt. Das Schilfpoldersystem mit seiner lokalen Phosphorsenke garantieren positive Beschäftigungseffekte und aktive Wirtschaftsförderung. Daneben werden auch klimapolitische Ziele unterstützt. In Niedersachsen gibt es mindestens einen Reet-Betrieb, der eine tragende Rolle hierbei spielen könnte. Die Schilf-Bewirtschaftung ist rentabel, d.h. durch sie entstehen dem Land Niedersachsen keine Kosten. Kosten entstehen demnach vor allem für die hydrologische Steuerung, die Pflege der Zu- und Ablaufgerinne und das notwendige Monitoring (vgl. Kap. 9.4 f.).

Die vorläufigen Bruttobaukosten für das gesamte Schilfpoldersystem einschließlich Erdarbeiten, Zuleitung der Hunte über die Elze, Zu- und Ablauf, Einzelpoldern, technischer Ausstattung, Nebenanlagen, Sensorik und Steuerung, Verkehrswegen und Gebäude werden für die Bauphasen P1 bis P3 auf brutto (...) € geschätzt. Für die aus pragmatischen Gründen besonders wichtige Bauphase P1 betragen sie einschließlich der Umleitung der Hunte brutto (...) € (vgl. Kap. 9.8). Die erste planerische Grobkonzeption ersetzt keine detaillierte Planung und abschließend ermittelte Baukostensumme auf der Ebene der Vor- bis Genehmigungsplanung.

12 Abkürzungsverzeichnis

α - Transpirationsanteil
A - Fläche
A - Fließquerschnitt
a - Jahr
a.a.R.d.T. - allgemein anerkannte Regeln der Technik
Abb. - Abbildung
arithm. - arithmetisch
B - Breite
BSB - Biologischer Sauerstoffbedarf
c - centi (10^{-2})
C - Konzentration
C* - Hintergrundkonzentration
C_{PZu} - Zuflusskonzentration von Phosphor
CSB - Chemischer Sauerstoffbedarf
 Δp - Druckdifferenz
d - Tag
ET - Evapotranspiration
ETO - potentielle Evapotranspiration
et al. - et altera (und andere)
FFH - Flora-Fauna-Habitat
Fr - Froudezahl
FWS - *Free water surface wetlands*
g - Gramm
g = Erdbeschleunigung
Ges - Gesamt (z.B. Ges-P: Gesamt-Phosphor, Ges-N: Gesamt-Stickstoff)
GÜN - Gewässerüberwachungsnetz Niedersachsen
ha - Hektar
h_F - Wassertiefe/Stauhöhe im Feuchtgebiet
HFW - Horizontal Flow Wetlands
HQ₁₀₀ - Hochwasserabfluss mit einer Wiederkehrwahrscheinlichkeit von 1/100 Jahren
I - Wasserspiegelgefälle
I - Infiltration
k - kilo- (10^3)
k - Geschwindigkeitskonstante der Phosphorretention im Schilfpolder;
K_c - Evaporationskoeffizient
k_f - Durchlässigkeitsbeiwert
k_{St} - Strickler-Beiwert
k_{Stc} - Strickler-Beiwert mit Vegetation
k_v = volumetrische oder Raum-Geschwindigkeitskonstante
Kap. - Kapitel
I - durchströmte Länge eines porösen Körpers
L - Liter; Länge
LGLN - Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Niedersachsen
m - milli- (10^{-3}); Meter
n - Anzahl
n - Manning-Beiwert
n_c - Manning-Beiwert mit Vegetation
 ρ - Dichte
 μ - mikro; 10^{-6}
Mio - Millionen; 10^6
MQ - mittlerer Abfluss

NN - Normalnull

NUVD - Natur- und Umweltschutzvereinigung Dümmer e.V., Hude

P - Phosphor

PTIS oder P-Wert - „apparent number of tanks in series“

etwa: scheinbare Anzahl von Becken in Serie

q - hydraulische Belastung

Q - Abfluss

R - hydraulischer Radius

Ret_{rel} - relative Retention

s - Sekunde

τ - theoretische Wasseraufenthaltszeit

t - Tonnen

Tab. - Tabelle

t_D - Aufenthaltszeit

u.a. - unter anderem

U - benetzte Umfang

U - Wasseraustauschrate

unpubl. - unpubliziert

v - Geschwindigkeit

vol.-gew. - volumengewichtet

z - Wassertiefe

13 Quellenverzeichnis - Literatur, Rechtsgrundlagen und Internet

- Ahlgren, I., Frisk, T., Kampnielsen, L. (1988): Empirical and Theoretical-Models of Phosphorus Loading, Retention and Concentration vs. Lake Trophic State. - *Hydrobiologia* 170: 285-303
- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. [online]
<http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm>, 20.06.2012
- Annadotter H, Cronberg G, Aagren R, Lundstedt B, Nilsson P-A, Ströbeck S (1999): Multiple techniques for lake restoration. In: DM Harper, B Brierley, AJD Ferguson & G Phillips (eds.): *The Ecological Bases for Lake and Reservoir Management*. Kluwer. *Hydrobiologia* 395/396: 77-85
- Arp W & Koppelmeyer B (2010): Biologisches und chemisches Monitoring zur Indikation des ökologischen Zustandes gemäß EU-WRRL in 83 Seen im Land Brandenburg. Endbericht. Im Auftrag des Landesumweltamtes des Landes Brandenburg. LimPlan Büro für Gewässer- und Landschaftsökologie. enviteam Gewässer & Landschaft. Berlin. Manuskript, 157pp.
- Arp W & Koppelmeyer B (2012): Rangsdorfer See (Brandenburg). LimPlan - Büro für Gewässer- und Landschaftsökologie, Berlin, enviteam - Umwelt Netzwerk Gewässer & Landschaft, Buchholz Rabenstein/FI. Manuskript, 3 pp.
- ATV A 262 (1996): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 Einwohnerwerte. Entwurf Oktober 1996. Arbeitsblatt ATV 262. Abwassertechnische Vereinigung e.V. 11.pp.
- ATV-DVWK (2002): Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden. ATV-DVWK Merkblatt 504, Ausgabe 09 2002. DWA, 144 S.
- Baldwin B & Cannon A (2007): *Typha Review*. Utah State University. Manuscript, 16 pp. [online]
http://www.cfc.umn.edu/cesu/NEWCESU/Assets/Individual%20Project%20Reports/NPS%20Projects/Utah/2006/06Baldwin_GRKO_Typha%20review_frpt.pdf, 08.07.2012
- Benndorf, J. (1995): Possibilities and Limits of Controlling Eutrophication by Biomanipulation. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 80(4): 519-534
- Bernhardt, H., Clasen, J., Hoyer, O. & Wilhelms, A. (1985): Oligotrophierung stehender Gewässer durch chemische Nährstoff-Eliminierung aus den Zuflüssen am Beispiel der Wahnbachtalsperre. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 70(4): 481-533
- Bittner, R. (2008): *Ingenieurbioologische Sanierungsstrategien eutrophierter Flachseen - Modellstudie am Beispiel des Chausees in China*. Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig. 12+148 pp. + Anhang
- Björk, S. (1988): Redevelopment of lake ecosystems - a case study approach. *Ambio* 17(2): 90-98
- Björk, S. (1994): 6. Planning and accomplishment of redevelopment and restoration projects. In: M. Eiselová (ed.): *Restoration of Lake Ecosystems - a holistic approach*. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, Slimbridge. IWRB Publication 32: 59-61
- Björk S, Pokorný J, Hauser V (2010): Chapter 8. Restoration of Lakes Through Sediment Removal, with Case Studies from Lakes Trummen, Sweden and Vajgar, Czech Republic. In: M. Eiselová (ed.): *Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe*. Springer, Dordrecht etc.: 101-122
- Blüml V, Körner F, Marxmeier U, Richter M & Schönheim A (2008): Entwicklung und aktuelle Situation der Verlandungsvegetation des Dümmers (Niedersachsen). *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen Band 33/34*: 19-46
- BNatSchG (2011): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) in der Fassung vom 29.07.2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Gesetz vom 06.10.2011 (BGBl. I S. 1986)
- Chorus I (1995): Müssen in der Seesanieung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? In: Jaeger D, Koschel R (Hrsg.): *Verfahren zur Restaurierung stehender Gewässer - Limnologie Aktuell* 8: 21-28

- Cooper P (2008): The Constructed Wetland Association's Database of Constructed Wetland Systems in UK. In: Vymazal J (ed.): Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands. Springer: 149-160
- Coveney MF, Lowe EF, Battoe LE (2001): Performance of a recirculating wetland filter designed to remove particulate phosphorus for restoration of Lake Apopka (Florida, USA). *Water Sci. Technol.* 44 (11-12): 131-136
- Crites R, Tchobanoglous G (1998): Small and Decentralized Waste-water Management Systems. McGraw-Hill: New York
- Diekschäfer H & Zorn P (2011): Merkmale eines Idealebensraums der Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) in den Marschen im Norden Niedersachsens. Auftraggeber: JADEWESERPORT Logistic Zone GmbH & Co. KG, Wilhelmshaven. NLWKN Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz Betriebsstelle Brake-Oldenburg, Oldenburg. Manuskript 14 pp.
- Dokulil, M.T., Teubner, K. & Donabaum, K. (2000): Restoration of a shallow, ground-water fed urban lake using a combination of internal management strategies: a case study. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 55: 271-282
- Dyck, S. & G. Peschke (1989): Grundlagen der Hydrologie. VEB Verlag für Bauwesen, Berlin, 408 pp.
- Ellenberg H, Weber HE, Düll R, Wirth V, Werner W & Paulissen D (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-284
- Europäische Kommission (2007a): Auslegungsleitfaden zu Artikel 6 Absatz 4 der 'Habitat-Richtlinie' 92/43/EWG. [online] http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/art6/guidance_art6_4_de.pdf, 22.07.2012
- Feibicke M (1996): Gutachterliche Stellungnahme zur Vorentwurfsplanung "Großschilfpolder am Dümmer" (Niedersachsen) in Hinblick auf die erwartete Retentionsleistung verschiedener Ausführungsvarianten. Endbericht. Im Auftrag des Staatlichen Amtes für Wasser und Abfall Sulingen. Manuskript. Berlin. 107 pp.
- Feibicke, M. (2006): Was können künstliche Feuchtgebiete zum Rückhalt von Nährstofffrachten aus diffusen Einträge leisten? Rostock. *Meeresbiolog. Beitr.* 15: 61-73
- Geller G, Höner G (2003): Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen. Praktisches Qualitätsmanagement bei Planung, Bau und Betrieb. Springer, Berlin. 221 S.
- Globig, M. (2004): Katzenpaul und Binsenkäthe. Rückblende. *MaxPlanckForschung* 2/2004: 58-59 [online] http://www.mpg.de/990985/MPF_2004_2, 07.01.2012)
- Hasselbarth, U. (1979): Phosphor-Eliminierung aus den Zuflüssen Berliner Seen. *Z. Wasser Abwasser-Forsch.* 12(3/4): 88-102
- Hayes DF, Olin TJ, Fischenich JC, Palermo MJ (2000): Wetlands Engineering Handbook. ERDC/EL TP-WRP-RE21. U.S. Army Corps of Engineers, Washington D.C. 719 pp. [online] <http://el.erd.usace.army.mil/elpubs/pdf/wrpre21/sec5.pdf>, 05.08.2012
- Hey DL, Kenimer AL, Barrett KR (1994): Water quality improvement by four experimental wetlands. *Ecological Engineering* 3(4): 381-398
- Hildmann, C. (1999): Temperaturen in Zönosen als Indikatoren zur Prozeßanalyse und zur Bestimmung des Wirkungsgrades. Energiedissipation und beschleunigte Alterung der Landschaft. Dissertation Technische Universität Berlin, FB Umwelt und Gesellschaft. D 83. Mensch & Buch, Berlin. 294 pp.
- Hölting B, Coldewey WG (2005): Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 6. Auflage. Elsevier Spektrum Akademischer Verlag, München. 326 pp.
- Hoffmann CC, Kærgaard C, Jjusi-Kämppe J, Bruun Hansen HC, Kronvang B (2009): Phosphorus retention in Riparian buffers: A review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality* 38 (10): 1-14
- Holsten B, Bednarek A, Fier A, Fohrer N, Heckrath G, Höper H, Hugenschmidt C, Kjægaard C, Krause B, Litz N, Matzinger A, Orlikowski D, Périllon C, Pfannerstill M, Rouault P, Schäfer W, Trepel M, Ubraniak M, Zalewski M (2012): Potentiale für den Einsatz von Nährstoff-Filterssystemen in Deutschland zur Verringerung der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. *HyWa* 56 (1): 4-15. DOI 10.5675/HyWa_2012,1_1

- Holy M (2012): Bericht über Schilfkeimungs- und -anpflanzungsversuche 2011. NUVD Natur- und Umweltschutzvereinigung Dümmer e.V. Manuskript, 5 pp.
- Hunte Wasserverband (2009): Neuregelung der Dümmerbewirtschaftung. Regelungsschema. [online] <http://www.hunte-wasserverband.de/>, Abruf 20.10.2011
- Jeppesen E, Sondergaard M, Jensen JP, Havens KE, Anneville O, Carvalho L, Coveney MF, Deneke R, Dokulil MT, Foy B, Gerdeaux D, Hampton SE, Hilt S, Kangur K, Köhler J, Lammens EHHR, Lauridsen TL, Manca M, Miracle MR, Moss B, Noges P, Persson G, Phillips G, Portielje R, Romo S, Schelske CL, Straile D, Tatrai I, Willén E, Winder M (2005): Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747-1771
- Kadlec RH (2000): The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering* 15: 105-120
- Kadlec RH (2006): Free surface wetlands for phosphorus removal: The position of the Everglades Nutrient Removal Project. *Ecological Engineering* 27: 361-379
- Kadlec RH (2009): Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering* 35(2) 159-174
- Kadlec RH & Knight RL (1996) *Treatment wetlands*. 1st ed. CRC Press, Boca Raton, 893 pp.
- Kadlec RH & Wallace SD (2009): *Treatment Wetlands*. 2nd ed. Crc Press, Boca Raton, 1016 pp.
- Kasprzak, P., Benndorf, J., Gonsiorczyk, T., Koschel, R., Krienitz, L., Mehner, T., Hülsmann, S., Schultz, H. & Wagner, A. (2007): Reduction of nutrient loading and biomanipulation as tools in water quality management: long-term observations on Bautzen Reservoir and Feldberger Haussee (Germany). *Lake and Reservoir Management* 23: 410-427. DOI: 10.1080/07438140709354027
- Keller CH (2009): Development of Design Criteria for Stormwater Treatment Areas (STAs) in the Northern Lake Okeechobee Watershed. Final Report. South Florida Water Management District. WSI Wetlands Solutions, Inc., Gainesville, Florida. 33 pp. [online] http://wetlandsolutionsinc.com/files/paper_reports/Final NLO Design Criteria Task 2.pdf, 27.06.2012
- Klapper H (1992): *Eutrophierung und Gewässerschutz*. Fischer, Stuttgart. 276 pp.
- Klefoth T (2012): Erklärung zum Dümmergespräch am 15.08.2012 in Diepholz. Pressemitteilung. Landessportfischerverband Niedersachsen e.V., Hannover. Manuskript. [online] http://www.lsfv-nds.de/images/Pressemitteilungen/2012/2012-08-16_pressemappe_duemmer.pdf, 24.08.2012
- Kraft, H. (1984): Verdunstungsleistung von Limnophyten bei der Abwasserreinigung in hydrobotanischen Kläranlagen. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 17: 12-15
- LfU (2002): *Hydraulik naturnaher Fließgewässer. Teil 2 - Neue Berechnungsverfahren für naturnahe Gewässerstrukturen*. Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Bearbeitung: Universität Karlsruhe (TH), Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik. *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* 75. 213 pp. [online] <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de>, 07.08.2012
- LLUR (2011): *Schutz und Entwicklung aquatischer Schilfröhrichte. Ein Leitfaden für die Praxis*. Hrsg. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein. Universität Hamburg, Biozentrum Flottbek. Schriftenreihe LLUR SH - Gewässer, D 23. 48 pp.
- Majehrke G, Smidt H-J, Marchand M, Müller N (2011): Studie zur Verbesserung der Fischdurchgängigkeit an Sielbauwerken und Schöpfwerken. Beispielanwendung an den Marschengewässern Basbecker Schleusenfleth, Große Rönne und Landwettern. NLWKN - Betriebsstelle Stade. Grontmij IHP GmbH, Stade, Küfog GmbH, Loxstedt. Vortrag. Oldenburg 08.04.2011. [online] www.nlwkn.niedersachsen.de/download/57619/_Verbesserung_der_Fischdurchgaengigkeit_an_Schoepfwerken_am_Beispiels_des_Basbecker_Schleusenfleths_Vortrag_von_Guido_Majehrke_Grontmij_GmbH_Stade.pdf, abgerufen 24.06.2012
- Matěna, J., Vyhnálek, V. & Šimek, K. (1994): Food web management. In: M. Eiseltoová (ed.): *Restoration of Lake Ecosystems - a holistic approach*. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, Slimbridge. IWRB Publication 32: 97-102

- ML & MU (2011): 16-Punkte-Plan Dümmer. Maßnahmen zur Restaurierung des Sees und zur Sanierung des Einzugsgebietes. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung, Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz. Manuskript, 1 pp.
- Mortimer, C.H. (1941, 1942): The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *J. Ecol.* 29: 280-329, 30: 147-201
- Neemann G (2000): Optimierung der Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen am Beispiel von Schilfkläranlagen und ausgewählten technischen Systemen. Konzepte zur Abwasserbehandlung im ländlichen Raum, Band I. Schriftenreihe der Kommunalen Umwelt-Aktion U.A.N. (Hannover), Heft 36: 56-76 [online] http://presse.betonmarketing.de/2003/Abwasserbehandlung_Thueringen/Referat_Dr_Gerd_Neemann.pdf, 04.03.2012
- Nixdorf B, Grünberg B, Rücker J (2012): Die Komplexität von Seeökosystemen und die Besonderheiten von Flachseen. Oder: Warum reagieren Seen auf Restaurierung so unterschiedlich? Vortrag. Schäferhof Stemshorn, 20.04.2012
- NLWKN (2005). Gesamt-Phosphor im Zufluss zum Dümmer. Monatsfrachten (kg) in der Hunte am Pegel Schäferhof 1990-2004. NLWKN - Betriebsstelle Sulingen. Tabelle. Unveröffentlicht
- NLWKN (2010a): Dümmer. Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer. Teil B Stillgewässer. Anhang II - Seeberichte. Wasserrahmenrichtlinie Band 3. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz Niedersachsen, Hannover. 29 pp.
- NLWKN (2010b): Steinhuder Meer. Wasserrahmenrichtlinie Band 3. Leitfaden Maßnahmenplanung. Oberflächengewässer. Teil B Stillgewässer. Anhang II - Seeberichte. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. 39 pp. [online] http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=26886&article_id=90279&psmand=26
- NLWKN (Hrsg.) (2010c): Leitfaden Maßnahmenplanung. Oberflächengewässer. Teil B Stillgewässer. Wasserrahmenrichtlinie Band 3. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. 177 pp.
- Nolte and Associates (1998): Sacramento Constructed Wetlands Demonstration Project. Five-Year Summary Report 1994-1998. Sacramento Regional County Sanitation District (SRCSD). 9 Sections and 4 Appendices. [online] www.srcsd.com/buffer-demonstration.php, abgerufen 03.01.2012
- Odum, E.P. (1969): The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270
- Ohle, W. (1953): Der Vorgang der rasanten Seenalterung in Holstein. *Naturwissenschaften* 40: 153-162
- Ohle, W. (1954): Sulfat als "Katalysator" des limnischen Stoffkreislaufes. *Vom Wasser* 21: 13-32
- Platzer C, Mauch K (1997): Soil clogging in vertical flow reed beds: Mechanisms, parameters, consequences and ... solutions? *Water Science and Technology* 40(3): 257-264
- Poltz J (1989): Phosphat in der oberen Hunte. Untersuchungen zur Nährstoffbelastung des Dümmer. - Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft Hildesheim 7: 157-234
- Poltz J (1990): Seen in Niedersachsen. Der Dümmer. Herausg.: Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Hildesheim. Manuskript, 47 pp.
- Poltz J, Rippl W (1989) Nährstoffelimination aus einem gering belasteten Fließgewässer mit Hilfe eines bewirtschafteten Schilfpolders. Grundlagen und Konzept eines Untersuchungsprogramms. Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft 8: 97-112
- Pomogyi P (1993): Nutrient retention by the Kis-Balaton water protection system. *Hydrobiologia* 251: 309-320
- ProAqua Ingenieurgesellschaft (2010): Hochwasserschutzplan Hunte. Teil 1: Hydraulik und Hochwassergefahrenkarten. Teil 2: Maßnahmen. ProAqua Ingenieurgesellschaft für Wasser- und Umwelttechnik mbH. Für den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Hannover-Hildesheim. Manuskript, Aachen. 118 pp.

- Richter, K.-G. (1987): Vergleich von Meßwerten der Kesselverdunstung mit berechneten Verdunstungswerten am Beispiel des Steinhuder Meeres. In: Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 5: 133-137
- Ripl W (1978): Oxidation of lake sediments with nitrate - A restoration method for former recipients.- Institute of Limnology, University of Lund. CODEN LUNBDS/(NBLI-1001)/1-151, ISSN 0348-0798
- Ripl W (1983): Limnologisches Gutachten. Dümmersanierung. Im Auftrag des Hunte Wasserverbandes, Diepholz. Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, Fachgebiet Limnologie. 154 pp.
- Ripl W (1992): Management of water cycle: An approach to Urban Ecology. Water Poll. Res. J. Canada 27(2): 221-237
- Ripl W (2010): Chapter 6. Restoration of Eutrophic Lakes by Sediment Treatment. In: M. Eiseltová (ed.): Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe. Springer, Dordrecht etc.: 77-84
- Ripl, W., Feibicke, M., Heller, S. & Markwitz, M. (1994): Nährstoffeliminierung aus einem gering belasteten Fließgewässer mit Hilfe eines bewirtschafteten Schilfpolders. Im Auftrage des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (NLÖ). Technische Universität Berlin, Fachgebiet Limnologie, Gesellschaft für Gewässerbewirtschaftung, Berlin. Manuskript 85 pp. + Anhang
- Ripl, W., Heller, S., Koppelmeyer, B., Markwitz, M. & Wolter, K.-D. (1993): Limnologische Begleitstudie zur Entlastung des Tegeler Sees. Endbericht. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz. Technische Universität Berlin und Gesellschaft für Gewässerbewirtschaftung. Berlin, 51 pp. + Anhang, Manuskript
- Ripl, W., Janssen, T., Hildmann, C. & Otto, I. (1996): Entwicklung eines Land-Gewässer Bewirtschaftungskonzeptes zur Senkung von Stoffverlusten an Gewässer (Stör-Projekt I und II). In Zusammenarbeit mit F. Trillitzsch, R. Backhaus, H.-P. Blume, P. Widmoser. Im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) und des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein. Förderkennzeichen 0339310A und 0339538. Endbericht. Technische Universität Berlin, Fachgebiet Limnologie. 203 pp. + Anhang. [online] http://www.aquaterra-berlin.de/images/stories/stoer_endber01/Ripl-et-al_1996_Stoer-Endbericht_150dpi_mCmP_.pdf
- Ripl, W. & Wolter, K.-D. (1995): Sanierung Alte Donau (Wien). Begleituntersuchung zur kombinierten Eisen- und Nitratbehandlung. Textteil und Anhang: Graphiken. Im Auftrag der Stadt Wien, Magistratabteilung 45 - Wasserbau. Aquaterra-Consult-Gesellschaft m. b. H., Wien. Manuskript, 77 pp. + Anhang
- Ripl, W. & Wolter, K.-D. (2002): Chapter 11: Ecosystem function and degradation. In: P.J. le B. Williams, D.R. Thomas & C.S. Reynolds (eds.): Phytoplankton productivity. Carbon assimilation in marine and freshwater ecosystems. Blackwell, Oxford: 291-317
- Ripl, W. & Wolter, K.-D. (2003): Intakter Wasserhaushalt und Hochwasserschutz. Wasser & Boden 55(7/8): 15-21
- Ripl, W. & Wolter, K.-D. (2005): The assault on the quality and value of lakes. In: O´Sullivan, P.E. & Reynolds, C.S. (eds.): The Lakes Handbook. Volume 2. Part I - General Issues. Chapter 2. Blackwell, Oxford: 25-61
- Ritterbusch D (2011): Nutzung von Rohr/Schilf - ein umweltverträgliches Entwicklungspotenzial für die Fischerei? Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Bd. 30. Hrsg.: IfB Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow. Manuskript, 79 pp.
- Rodewald-Rudescu, L. (1974): Das Schilfrohr. Die Binnengewässer 27. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 302 pp.
- Samtgemeinde „Altes Amt Lemförde“ (2011): Jahresbericht 2011 der Kläranlage Lembruch. Manuskript. 6 pp.
- Sandrock S, Scharf E-M (2011): Biomanipulation - manchmal reicht auch ein strenger Winter. bioplan GmbH - Institut für angewandte Biologie und Landschaftsplanung, Ostseebad Nienhagen. Vortrag. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL), Wissenschaftszentrum

- Weihenstephan der Technischen Universität München, Freising-Weihenstephan, 12.-16. September 2011
- Scheer C & Voermanek H (2012b): Minderung der Nährstoffbelastung des Dümmers -Quantifizierung der Nährstoffeinträge und Ausweisung der Belastungsschwerpunkte. Gutachten. Auftraggeber: NLWKN Sulingen. ARGE geofluss - aquaplaner, Hannover. 103 pp.
- Scheer C, Voermanek H, Panckow N (2012a): Minderung der Nährstoffbelastung des Dümmers - Quantifizierung der Nährstoffeinträge und Ausweisung der Belastungsschwerpunkte. geofluss - Ingenieurbüro für Umweltmanagement und Gewässerschutz. Erste Ergebnisse vom 25.05.2012
- Scheer C, Voermanek, H (2012c): Minderung der Nährstoffbelastung des Dümmers - Quantifizierung der Nährstoffeinträge und Ausweisung der Belastungsschwerpunkte. Gutachten. Oktober 2012. Auftraggeber: NLWKN Sulingen. ARGE geofluss - aquaplaner. Manuskript, 155 pp.
- Scheffer, M. (1998): Ecology of Shallow Lakes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Reprint 2004. 357 pp.
- Schlüter U (1986): Pflanze als Baustoff. Ingenieurbiologie in Praxis und Umwelt. Patzer, Berlin. 328 pp.
- Schuster H-H (2004): Das Steinhuder Meer ein Flachsee im Wandel. - Vortrag anlässlich des Fachgesprächs zur ökologischen Situation des Steinhuder Meeres am 10.03.2004 in Steinhude
- Schwartz LN, Wallace PM, Gale PM, Smith WF, Wittig JL, McCarthy SL (1994): Orange County Eastern Service Area reclaimed water reuse system. Water Sci. Technol. 29(4): 273-282
- Seitz, Siuts, Schäfer (2012): Beratungs- und Maßnahmenkonzept zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft in Oberflächengewässer des Dümmereinzugsgebiets. Entwurf Stand Juni 2012. LWK Landwirtschaftskammer Niedersachsen, LBEG Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Geozentrum Hannover, UHV Unterhaltungsverband Obere Hunte. Präsentation 05.06.2012
- Shapiro, J., Lamarra, V. & Lynch, M. (1975): Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: P.L. Brezonik & J.L. Fox (eds.): Water quality management through biological control. Report No. ENV-07-75-1. University of Florida, Fla., USA
- Søndergaard M, Jeppesen E, Jensen JP, Amsinck SL (2005): Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. J. Appl. Eco. 42: 616-629 [online] <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2005.01040.x/pdf>, 23.08.2012
- StAWA Sulingen (1997): Vorentwurf Schilfpolderanlage - Obere Hunte. Staatliches Amt für Wasser und Abfall Sulingen. 48 pp. + Anlagen
- Steinrücke J (2012): Zwischenstand. Machbarkeitsuntersuchungen zur Hochwasserrückhaltung im Einzugsgebiet des Dümmers. ProAqua, Aachen. Manuskript, 47 pp.
- Sundblad K (1998): Sweden. In: J Vymazal, H Brix, PF Cooper, MB Green & R Haberl: Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Pub., Leiden: 251-259
- U.S. EPA (ed.) (1998): Design Manual - Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Water Treatment. Hydrik Wetlands Consultants. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. EPA/625/1-88/022. 92 pp. [online] http://www.hydril.com/downloads/WetlandsDesign_Hydrik.pdf
- Vohla C, Köiv M, Bavor HJ, Chzarence F, Mander Ü (2011): Filter material for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands - A review. Ecological Engineering 37, 1, 70-89 (Nr. 38)
- Volin J, Hiaasen B, Simmons S, Owen D (2003): The Effect of Flow Rate on Phosphorus Uptake and Taxonomic Composition of Everglades Periphyton. National Park Service, Everglades Program Team. Manuskript, 99 pp. [online] <http://www.nps.gov/ever/naturescience/upload/RES01-2FinalReportSecure.pdf>, abgerufen 25.02.2012
- Vollenweider, R. (1968): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. - OECD. Technical Report, Paris, DAS/GSI/68 (1968)
- Walker WW & Kadlec RH (2005): Dynamic Model for Stormwater Treatment Areas, Model Version 2. Computer programme [online] <http://www.wwwalker.net/dmsta>

- Wass, Gehrke and Associates (2001): Status Report to the 1998 Research Plan for the Tres Rios Demonstration Constructed Wetlands Project. Prepared for the U.S. Bureau of Reclamation: Phoenix, Arizona.
- Wendehorst (1996): Bautechnische Zahlentafeln. Herausgegeben von O.W. Wetzell. 27. Auflage. Teubner, Stuttgart. 1472 pp.
- Wissing F, Hofmann K (2002): Wasserreinigung mit Pflanzen. 2. erw. Aufl. Stuttgart: Ulmer. 273 S.
- Wolter, K.-D. (2010): Chapter 7. Restoration of Eutrophic Lakes by Phosphorus Precipitation, with a Case Study on Lake Gross-Glienicker. In: M. Eiselová (ed.): Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe. Springer, Dordrecht etc.: 85-99
- Wolter K-D, Köhler G, Rippl W (2012): Konzeption von Sofortmaßnahmen gegen die Geruchsbelästigungen durch absterbende Algen und Fische am Dümmer. Auftraggeber NLWKN - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Sulingen. Mai 2012. Manuskript 39 pp.

Wiesbaden, 29.11.2012

Unterschrift