



Leibniz-Zentrum für
Agrarlandschaftsforschung
(ZALF) e.V.

Schlussbericht

*zum Forschungsauftrag 514-33.81/04HS039
der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
Projektträger Agrarforschung*

Funktionsnachweise und Bemessungsgrundlagen für naturraumangepasste Anlagen zum Rückhalt von Nährstoffen aus Abflüssen von landwirtschaftlichen Dränsystemen

(Kurztitel: Nährstoffrückhalt bei Dränabflüssen)

Schlussbericht

Zuwendungsempfänger: Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V.
Direktor Prof. Dr. Hubert Wiggering,

Eberswalder Str. 84
D-15374 Müncheberg
Fon: +49(0)33432-82200
Fax: +49(0)33432-82223
E-Mail: zalf@zalf.de
Internet: www.zalf.de

Forschungsprojekt Nr.: 04HS039

Thema: „Funktionsnachweise und Bemessungsgrundlagen für naturraumangepasste Anlagen zum Rückhalt von Nährstoffen aus Abflüssen von landwirtschaftlichen Dränsystemen“

Auftraggeber: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
Projektträger Agrarforschung
Referat 514

Aktenzeichen: 514-33.81/04HS039

Laufzeit: 01. November 2005 – 28. Februar 2011

Berichtszeitraum: 01. November 2005 – 28. Februar 2011

Bearbeitung: Prof. Dr. Jürgen Augustin, Institut für Landschaftsstoffdynamik
Dipl.-Ing. Volker Ehlert, Institut für Landschaftswasserhaushalt
Dr. Thomas Kalettka, Institut für Landschaftswasserhaushalt
M. sc. Jovanka Saltzmann, Institut für Sozioökonomie
Dr.-Ing. Jörg Steidl, Institut für Landschaftswasserhaushalt
Dr. Peter Zander, Institut für Sozioökonomie

Projektleitung: Dr.-Ing. Jörg Steidl
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V.,
Institut für Landschaftswasserhaushalt
Eberswalderstraße 84
D-15374 Müncheberg

Fon: +49(0)33432-82362
Fax: +49(0)33432-82301
E-Mail: jsteidl@zalf.de
Internet: www.zalf.de

Müncheberg, April 2011

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS	I
TABELLENVERZEICHNIS	IV
ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	VI
1 ZIELE UND AUFGABENSTELLUNG DES PROJEKTS	1
1.1 Planung und Ablauf des Projekts.....	3
1.1.1 Teilaufgaben	3
1.1.2 Grundtypen, Gestaltungs- und Bewirtschaftungskriterien von Retentionsanlagen	3
1.1.3 Errichtung der Retentionsanlagen	4
1.1.4 Quantifizierung des Nährstoffrückhalts in den Retentionsanlagen	4
1.1.5 Analysen der für den Nährstoffrückhalt relevanten Prozesse in den Retentionsanlagen	4
1.1.6 Wirkung von Maßnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistung der Retentionsanlagen.....	5
1.1.7 Kosten-Wirksamkeitsanalyse-Analysen für einzelne Typen von Retentionsanlagen	5
1.1.8 Wirkung von Nährstoffrückhalteanlagen in Einzugsgebieten.....	6
1.1.9 Verallgemeinerung der Erkenntnisse, Erarbeitung von Empfehlungen für die Einrichtung von Nährstoff-Retentionsanlagen.....	6
1.2 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde	6
2 MATERIAL UND METHODEN.....	7
2.1 Errichtung von Pilotanlagen.....	7
2.2 Nährstoffrückhalt in den Retentionsanlagen	8
2.2.1 Funktionsnachweise von Nährstoff-Retentionsanlagen	8
2.2.2 Wasserhaushalt einer Retentionsanlage	9
2.2.3 Bilanzierung des Nährstoffrückhaltes einer Retentionsanlage.....	13
2.3 Analyse der Prozesse des Nährstoffrückhaltes in den Retentionsanlagen.....	16
2.3.1 Methoden zur Analyse der Prozesse des anlageninternen Nährstoffrückhalts	16
2.3.2 Analyse und Bewertung des Beitrags der relevanten Prozesse zum anlageninternen Nährstoffrückhalt	17
2.3.3 Differenzierung der Wirksamkeit verschiedener Bereiche der Retentionsanlagen für den Nährstoffrückhalt	18
2.4 Untersuchungen der Wirkung von Maßnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistung der Retentionsanlagen.....	19
2.4.1 Untersuchung der Wirkung einer Biomasseentnahme auf die Reinigungsleistung der Anlage III	19
2.4.2 Untersuchung zur Wirkung der Entschlammung und Gehölzauflichtung auf die Reinigungsleistung der Anlage II	19

2.5	Kosten- Wirksamkeitsanalysen für einzelne Typen von Retentionsanlagen sowie für deren summarische Wirkung in Flusseinzugsgebieten	20
2.5.1	Grundlagen und Vorgehen	20
2.5.2	Vorgehen zur Bestimmung der Kostenwirksamkeit der Bautypen	21
2.5.3	Berechnung der Kosten	21
2.5.4	Methodisches Vorgehen zur Ermittlung der Wirkung	25
2.5.5	Kosten-Wirksamkeitsanalyse	26
2.5.6	Methoden zur Ermittlung der Grenzkosten der Nährstoffretention.....	26
2.6	Wirkung von Nährstoff-Retentionsanlagen in Einzugsgebieten und deren Kosten	27
2.7	Verallgemeinerung der Ergebnisse zur Wirkungsweise von Retentionsanlagen – Ableitung Retentionsfunktionen	28
3	AUSFÜHRLICHE DARSTELLUNG DER WICHTIGSTEN ERGEBNISSE	28
3.1	Realisierung von Grundvarianten für Retentionsanlagen	28
3.2	Wasserhaushalt der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren	32
3.2.1	Hydrologische Charakterisierung der Dränsysteme	32
3.2.2	Hydrologische Charakterisierung Retentionsanlagen	34
3.2.3	Wasserrückhalt in den Retentionsanlagen.....	36
3.3	Nährstoffrückhalt der Retentionsanlagen	38
3.3.1	Stickstoffrückhalt	38
3.3.2	Phosphorrückhalt	43
3.3.3	Analysen der für den Nährstoffrückhalt relevanten Prozesse in den Retentionsanlagen	48
3.4	Wirkung von Maßnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistung der Retentionsanlagen.....	64
3.4.1	Wirkung der Biomasseentnahme aus Anlage III.....	64
3.4.2	Wirkung der Entschlammung und Gehölzauflichtung von Anlage II.....	65
3.5	Ableitung von Retentionsfunktionen aus den Ergebnissen der Pilotanlagen und in der Literatur dargestellten Ergebnissen	67
3.5.1	Literaturrecherche	67
3.5.2	Retentionsfunktionen	68
3.6	Kosten-Nutzen-Analyse für einzelne Typen von Retentionsanlagen sowie für deren summarische Wirkung in Flusseinzugsgebieten.....	71
3.6.1	Kosten der zu Grunde liegenden Bautypen.....	71
3.6.2	Wirkung	75
3.6.3	Kosten-Wirksamkeit der Bautypen	77
3.6.4	Vergleichswerte der Literatur zu Ersatzkosten und kontingenter Bewertung der Nährstoffretention	82
3.7	Wirkung von Nährstoff-Retentionsanlagen in Einzugsgebieten	85
3.7.1	Nährstoffeinträge aus Dränsystemen und deren Reduzierung	85
3.7.2	Kosten der Reduzierung von Nährstoffeinträgen aus Dränsystemen mit Nährstoff-Retentionsanlagen	87

3.8	Empfehlungen zur Errichtung von Retentionsanlagen.....	89
3.8.1	Standortauswahl.....	89
3.8.2	Gestaltung.....	90
3.8.3	Bemessung.....	92
3.8.4	Bewirtschaftung.....	94
3.8.5	Kosten und Wirksamkeit.....	95
4	VORAUSSICHTLICHER NUTZEN UND VERWERTBARKEIT DER	
	ERGEBNISSE.....	95
5	ZUSAMMENFASSUNG	96
6	GEGENÜBERSTELLUNG DER URSPRÜNGLICH GEPLANTEN ZU DEN	
	TATSÄCHLICH ERREICHTEN ZIELEN; GGF. MIT HINWEISEN AUF	
	WEITERFÜHRENDE FRAGESTELLUNGEN.....	97
7	LITERATUR.....	100
	ANHANG.....	104

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Korrekturfaktoren der Verdunstung freier Wasserflächen für die Verdunstung der mit Röhrichten und Seggen bewachsenen Wasserflächen	12
Tabelle 2:	Bautyp abhängige Kosten: Baukostenkomponenten der Baustelleneinrichtung und der Rodungsarbeiten	22
Tabelle 3:	Mögliche Betriebskostenkomponenten und deren Kosten je 10 m ² WF und je 10 m ² WF je Jahr von Retentionsanlagen	25
Tabelle 4:	Detaillierte Charakteristika der untersuchten Pilotanlagen (Vegetationszonierungen im ersten Jahr der Untersuchung)	31
Tabelle 5:	Hydrologische Parameter der Dränsysteme für Bilanzjahre	33
Tabelle 6:	Hydrologische Parameter der Retentionsanlagen für Bilanzjahre	35
Tabelle 7:	Wasser-Importe, -Exporte und -Rückhalte der Retentionsanlagen für Bilanzjahre	36
Tabelle 8:	Stickstoff-Importe, -Exporte und -Rückhalte der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren 2006 bis 2009	40
Tabelle 9:	Phosphor-Importe, -Exporte und -Rückhalte der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren 2006 bis 2009	45
Tabelle 10:	Deckungsanteil der Makrophyten an der Fläche der Retentionsanlagen	48
Tabelle 11:	Dominante Makrophyten-Vegetation in den Zonen der Retentionsanlagen	49
Tabelle 12:	Variabilität der Wassergüte-Messwerte des Oberflächenwassers (in % Standardabweichung vom Mittelwert)	55
Tabelle 13:	Hochrechnung des anlageninternen Stickstoff-Rückhalts pro Bilanzjahr	59
Tabelle 14:	Hochrechnung des anlageninternen Phosphor-Rückhalts pro Bilanzjahr	59
Tabelle 15:	Anteil der Prozesse am flächennormierten Stickstoff-Umsatz der Vegetationszonen	60
Tabelle 16:	Anteil der Prozesse am flächennormierten Phosphor-Umsatz der Vegetationszonen	60
Tabelle 17:	Dominante Prozesse für den anlageninternen Nährstoffumsatz –bzw. rückhalt	61
Tabelle 18:	Flächennormierte tägliche Gasemissionsraten aus den Retentionsanlagen	63
Tabelle 19:	Betriebskosten je nach Wasserfläche und Mähtechnik bei einem Wartungsintervall von 20 bzw. 15 Jahren* je 10 m ² WF	71
Tabelle 20:	Kosten des Bautyps I – Überstau durch Verwallung für sechs Retentionsanlagengrößen zwischen 1000 und 25000 m ² WF und drei Betriebskostenvarianten	73
Tabelle 21:	Kosten des Bautyps II – Grabenaufweitung für sechs Retentionsanlagengrößen zwischen 1000 und 25000 m ² WF und drei Betriebskostenvarianten	74
Tabelle 22:	Kosten des Bautyps III – Entschlammung für sechs Dränteichgrößen zwischen 1000 und 25000 m ² WF und drei Betriebskostenvarianten	75

Tabelle 23: N-Rückhalt in kg pro Jahr bei unterschiedlichen Anlagenverhältnissen und Frachten.....	76
Tabelle 24: P-Rückhalt in g pro Jahr bei unterschiedlichen Anlagenverhältnissen und Frachten.....	77
Tabelle 25: Bautyp I – Überstau durch Verwallung; Kosten je kg N-Retention unter Berücksichtigung der Betriebskostenvariante I (Entfernung der Biomasse vom Ufer aus) für unterschiedliche Anlagenverhältnisse und N-Frachten.....	78
Tabelle 26: Bautyp II – Grabenaufweitung; Kosten je kg N-Retention unter Berücksichtigung der Betriebskostenvariante I (Entfernung der Biomasse vom Ufer aus) für unterschiedliche Anlagenverhältnisse und N-Frachten.....	79
Tabelle 27: Bautyp III – Reaktivierung von Senken; Kosten je kg N-Retention unter Berücksichtigung der Betriebskostenvariante I (Entfernung der Biomasse vom Ufer aus) für unterschiedliche Anlagenverhältnisse und N-Frachten.....	80
Tabelle 28: Bauvariante I – Überstau durch Verwallung; Kosten je g P-Retention unter Berücksichtigung der Betriebskostenvariante I (Entfernung der Biomasse vom Ufer aus) für unterschiedliche Anlagenverhältnisse und P-Frachten.....	81
Tabelle 29: Bauvariante II – Grabenaufweitung; Kosten je g P-Retention unter Berücksichtigung der Betriebskostenvariante I (Entfernung der Biomasse vom Ufer aus) für unterschiedliche Anlagenverhältnisse und P-Frachten	81
Tabelle 30: Bauvariante III – Reaktivierung von Senken; Kosten je g P-Retention unter Berücksichtigung der Betriebskostenvariante I (Entfernung der Biomasse vom Ufer aus) für unterschiedliche Anlagenverhältnisse und P-Frachten.....	82
Tabelle 31: Mögliche Verringerung der jährlichen Stickstoffeinträge aus Dränsystemen durch eine angenommene flächendeckende Einrichtung von Retentionsanlagen und deren Wirkung auf die gesamten Stickstoffeinträge in den Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Eider (unter Verwendung von Daten nach UBA 2009b).....	86
Tabelle 32: Mögliche Verringerung der jährlichen Phosphoreinträge aus Dränsystemen durch eine angenommene flächendeckende Einrichtung von Retentionsanlagen und deren Wirkung auf die gesamten Phosphoreinträge in den Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Eider (unter Verwendung von Daten nach UBA 2009c).....	87
Tabelle 33: Kosten der N-Retention in den Einzugsgebieten der Eider und der Warnow/Peene	88
Tabelle 34: Kosten der P-Retention im Einzugsgebiet der Eider	89

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schema des Wirkprinzips einer Retentionsanlage zum Nährstoffrückhalt aus Dränsystemen	2
Abbildung 2:	Durchflussmesseinrichtungen an den Zuläufen der Retentionsanlagen (links Dreiecksmesswehr, rechts RBC Flume)	10
Abbildung 3:	Messstation für meteorologische Größen an der Retentionsanlage Heinersdorf.....	10
Abbildung 4:	Laufstege zur Beprobung der Retentionsanlagen II (links) und IV (rechts).....	18
Abbildung 5:	Entschlammung und Einbau von Faschinen in der Retentionsanlage II.....	20
Abbildung 6:	Grundvariante einer Retentionsanlage „Verwallung“, Fotos: Retentionsanlage I mit Dränsystem beim Bau, im Winter sowie im Frühjahr und Sommer danach	29
Abbildung 7:	Grundvariante „Grabenaufweitung“, Foto: Retentionsanlage IV mit Kappung eines Dränsammlers und Aufweitung des dabei entstandenen Grabens nach dem Bau.....	30
Abbildung 8:	Grundvariante einer Retentionsanlage „Senkenreaktivierung“, Foto: Retentionsanlage III nach der Einrichtung.....	30
Abbildung 9:	Verteilung der maximal möglichen Wassertiefen und Lage der Messeinrichtungen der Retentionsanlagen.....	32
Abbildung 10:	Normierte Dränspende der Monate in den Bilanzjahren 2006 bis 2009 (Die Norm ist das Maximum der Monatssummen des Bilanzjahres)	34
Abbildung 11:	Kumulierter Wasserimport am Zulauf, Wasserelexport am Ablauf und Wasserrückhalt sowie Wirkungsgrad des Wasserrückhaltes der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren von 2006 bis 2009. Die Höhe eines Balkens ist die Summe der Importe am Zulauf und der Abfluss die der Exporte am Ablauf in den Monaten des Betrachtungszeitraumes. Retentionsanlage I ohne 2009 und Retentionsanlage II ohne 2008.....	37
Abbildung 12:	Nitrat-Stickstoffkonzentrationen der Wasserproben an den Zuläufen (in) und Abläufen (out) der Retentionsanlagen (i, ii, iii, iv) in den Bilanzjahren sowie die Zielvorgaben für einen guten Zustand in einem Gewässer (graue Linie)	39
Abbildung 13:	Gesamtstickstoffkonzentrationen der Wasserproben an den Zuläufen (in) und Abläufen (out) der Retentionsanlagen (i, ii, iii, iv) in den Bilanzjahren sowie die Zielvorgaben für einen guten Zustand in einem Gewässer (graue Linie)	39
Abbildung 14:	Monatlicher Stickstoffimport aus den Dränsystemen der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren 2006 bis 2009, Balken – auf das Maximum der Monatssummen des Bilanzjahres normierte mittlere Monatssumme des Stickstoffimportes, Range – minimale und maximale normierte Monatssumme. Retentionsanlage I ohne 2009 und Retentionsanlage II ohne 2008.....	41

Abbildung 15: Kumulativer Stickstoffimport am Zulauf, Stickstoffexport am Ablauf und Stickstoffrückhalt sowie Wirkungsgrad des Stickstoffrückhalts der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren von 2006 bis 2009. Die Höhe eines Balkens ist die Summe der Importe am Zulauf und der Abfluss die der Exporte am Ablauf in den Monaten des Betrachtungszeitraumes. Retentionsanlage I ohne 2009 und Retentionsanlage II ohne 2008.....	42
Abbildung 16: Orthophosphat-Phosphorkonzentrationen der Wasserproben an den Zuläufen (in) und Abläufen (out) der Retentionsanlagen (i, ii, iii, iv) in den Bilanzjahren sowie die Zielvorgaben für einen guten Zustand in einem Gewässer (grauer Balken)	44
Abbildung 17: Gesamtposphorkonzentrationen der Wasserproben an den Zuläufen (in) und Abläufen (out) der Retentionsanlagen (i, ii, iii, iv) in den Bilanzjahren sowie die Zielvorgaben für einen guten Zustand in einem Gewässer (grauer Balken)	44
Abbildung 18: Monatlicher Phosphorimport aus den Dränsystemen der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren 2006 bis 2009, Balken – auf das Maximum der Monatssummen des Bilanzjahres normierte mittlere Monatssumme des Phosphorimportes, Range – minimale und maximale normierte Monatssumme. Retentionsanlage I ohne 2009 und Retentionsanlage II ohne 2008.....	46
Abbildung 19: Kumulativer Phosphorimport am Zulauf, Phosphorexport am Ablauf und Phosphorrückhalt sowie Wirkungsgrad des Phosphorrückhalts der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren von 2006 bis 2009. Die Höhe eines Balkens ist die Summe der Importe am Zulauf und der Abfluss die der Exporte am Ablauf in den Monaten des Betrachtungszeitraumes. Retentionsanlage I ohne 2009 und Retentionsanlage II ohne 2008.....	47
Abbildung 20: Vegetation und Durchflussrichtung der Retentionsanlage I	51
Abbildung 21: Vegetation und Durchflussrichtung der Retentionsanlage II Teich 1	51
Abbildung 22: Vegetation und Durchflussrichtung der Retentionsanlage II Teich 2	52
Abbildung 23: Vegetation und Durchflussrichtung der Retentionsanlage III.....	52
Abbildung 24: Vegetation und Durchflussrichtung der Retentionsanlage IV.....	53
Abbildung 25: Entwicklung der Konzentrationen von Nitrat und Ammonium am Gewässergrund der Retentionsanlage III	57
Abbildung 26: Rückhalt von Stickstoff in der Retentionsanlage III	64
Abbildung 27: Rückhalt von Phosphor in der Retentionsanlage III.....	65
Abbildung 28: Gesamtgehalte von Stickstoff und Phosphor im Sediment der Retentionsanlage II, Teich 1 vor und nach Entschlammung im Winter 2008/2009.....	66
Abbildung 29: Rückhalt von Stickstoff in der Retentionsanlage II	66
Abbildung 30: Rückhalt von Phosphor in der Retentionsanlage II.....	67
Abbildung 31: Rückhalt von Gesamtstickstoff in Retentionsanlagen in Abhängigkeit vom Verhältnis der Fläche der Retentionsanlage und der Fläche des	

Dränsystems unter Verwendung von Daten aus der Literatur (TN Lit.) und Daten aus eigenen Untersuchungen (TN*)	69
Abbildung 32: Flächenspezifischer Rückhalt von Gesamtstickstoff in Retentionsanlagen in Abhängigkeit von der flächenspezifischen Gesamtstickstoff-Last Verhältnis der Fläche der Retentionsanlage und der Fläche des Dränsystems unter Verwendung von Daten aus der Literatur (TN Lit.) und Daten aus eigenen Untersuchungen (TN*).....	69
Abbildung 33: Rückhalt von Gesamtphosphor in Retentionsanlagen in Abhängigkeit vom Verhältnis der Fläche der Retentionsanlage und der Fläche des Dränsystems unter Verwendung von Daten aus der Literatur (TP Lit.) und Daten aus eigenen Untersuchungen (TP*)	70
Abbildung 34: Flächenspezifischer Rückhalt von Gesamtphosphor in Retentionsanlagen in Abhängigkeit von der flächenspezifischen Gesamtphosphor-Last Verhältnis der Fläche der Retentionsanlage und der Fläche des Dränsystems unter Verwendung von Daten aus der Literatur (TP Lit.) und Daten aus eigenen Untersuchungen (TP*)	70
Abbildung 35: Drei mögliche Grundvarianten für Retentionsanlagen.....	91
Abbildung 36: Zonierung einer Retentionsanlage.....	92
Abbildung 37: Rückhalt % = f (A.anlage / A.dränfläche) nach eigenen Daten und Literaturdaten	93
Abbildung 38: Rückhalt = f (Belastungsgrad in kg/m ² /a) (oben: Stickstoff, unten: Phosphor)	94

1 Ziele und Aufgabenstellung des Projekts

Auf über 2 Mio. ha staunasser Standorte werden in Deutschland Rohrdränsysteme zur Verbesserung der Möglichkeiten ihrer landwirtschaftlichen Bewirtschaftung genutzt (EGGELSMANN 1981, SCHEFFER 1993, WERNER & WODSACK 1994). Einerseits sind sie die Voraussetzung für eine intensive Ackernutzung solcher Standorte. Andererseits erhalten die ursprünglich sehr gedämpften Abflussprozesse der Stauwasserstandorte durch die Dränsysteme den Charakter eines schnellen Interflow. Außerdem wurden die in der jungpleistozänen Tieflandregion häufig anzutreffenden ehemals abflusslosen Binneneinzugsgebiete (TREICHEL, 1957) oft erst durch Rohrdränsysteme und der damit verbundenen Vorflutbeschaffung an das vorhandene Gewässersystem angeschlossen.

Die Abflüsse aus Dränsystemen sind zudem prozessbedingt mit hohen Nitratfrachten verbunden (z. B. DRURY ET AL. 1997, FAUSEY ET AL. 1995, KAHLE ET AL. 2005, SCHEFFER 1993 VAN BAKEL ET AL., 2007, TIEMEYER ET AL., 2007, SANDS ET AL., 2008). Weitere Studien zeigen, dass Dränsysteme ebenfalls bedeutsame P-Quellen sein können (z. B. DAVID ET AL. 1997, SIMS ET AL. 1998, XUE ET AL. 1998). Nach modellbasierten Schätzungen (BEHRENDT et al. 1999) stammten im Zeitraum 1993-1997 40900 tNa⁻¹ bzw. 17,5 % der gesamten Stickstoffeinträge und 211 tPa⁻¹ bzw. 1,7 % der gesamten Phosphoreinträge in die Gewässer des deutschen Teils des Elbeeinzugsgebietes aus Dränflächen. Diese Anteile können in Einzugsgebieten mit höheren Dränflächenanteilen deutlich größer ausfallen. So lagen sie im vergleichbaren Zeitraum bei 19 Teileinzugsgebieten des deutschen Ostseebeeinzugsgebietes im Fall des Stickstoffs zwischen 7 und 65 % und im Mittel bei 45 % sowie im Fall des Phosphors zwischen 23 und 46 % und im Mittel bei 37 % (MEWES, 2004). Auch für den Zeitraum 2003 bis 2005 werden vom Umweltbundesamt (UBA, 2010) die Anteile der Stickstoffeinträge aus Dränsystemen an den gesamten Stickstoffeinträgen in die Gewässer für die der Einzugsgebiete der Eider und Warnow immer noch mit 65 % bzw. 61 % ausgewiesen. Der Anteil der Phosphoreinträge wird für dieselben Einzugsgebiete mit 21 % bzw. 14 % angegeben. In einigen Einzugsgebieten der USA wird der aus Dränflächen stammende Frachtanteil an der Gesamt-Fracht im Fließgewässersystem bei N von 68 - 91 % und bei P von 46 – 59 % ebenfalls einem überdurchschnittlich hohen Flächenanteil der Dränsysteme zugeordnet (DAVID et al. 1997a, XUE et al. 1998).

In diesem Spannungsfeld ergeben sich ökologische und ökonomische Konflikte bei der Nutzung gedränter Stauwasserstandorte in Deutschland. Trotz der anfallenden Kosten für die Unterhaltung und ggf. Instandsetzung oder Ersetzung der Dränsysteme ist deren wirtschaftliche Nutzung wegen oft überdurchschnittlicher Erträge gegeben. Aus der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie resultieren jedoch Aufgaben zum Gewässerschutz, die auch Maßnahmen zur Minderung negativer ökologischer Wirkungen von Dränsystemen für deren künftigen Betrieb begründen. Dazu gehören sowohl die Reduzierung der Entwässerungsleistung der Dränsysteme auf ein für die primären landwirtschaftlichen Ziele unbedingt erforderliches Maß als auch die Minderung von Stoffausträgen mit eutrophierenden Wirkungen für die unterliegenden Gewässer. Die zur bedarfsgerechten Steuerung von Dränsystemen entwickelten technischen Lösungen (z. B. HILLIGER, 1986, HOFFMANN & STEIN, 1988, STEIN & QUAST, 1988) sind für Rohrdränsysteme auf Stauwasserstandorten mit – wenn auch geringem – Gefälle zumeist nicht praktikabel. Unter den dort vorherrschenden Reliefbedingungen können sie nur kleine Flächen von 1 bis 3 ha je Stau bevorteilen und würden für den nachträglichen Einbau wirtschaftlich kaum vertretbare hohe Kosten erfordern. Die Bemühungen zur Minderung des Eutrophierungspotentials von Dränabflüssen für das Unterliegergewässer konzentrieren sich deshalb auch auf Anlagen, die durch die Wiederherstellung oder die Einrichtung von Feuchtgebieten oder Kleingewässern zwischen einem Dränsystem und dem zu schützenden Gewässer bzw. Grabensystem angelegt

werden, um Nährstoffe aus dem Dränsystem vor dem Übertritt in dieses Gewässer zurückhalten zu können (z. B. KOVACIC ET AL. 2000, SAUNDERS & KALFF 2001, STEIDL ET AL., 2008).

Retentionsanlagen können dem Naturraum angepasst und vorzugsweise in natürlichen feuchten Geländesenken in der Nähe von Gewässern oder auch unter Nutzung vorhandener Grabensysteme angelegt werden. Damit lassen sich die Vorteile der oft bereits vorhandenen Feuchtgebietsvegetation und -sedimente für den Nährstoffrückhalt nutzen. Das Ziel der Retentionsanlagen ist es die Dränwässer mit einer möglichst langen Verweildauer in der Anlage zurückzuhalten und damit die anlageninternen Prozesse der Sedimentation, der Nährstoffakkumulation in der Biomasse sowie der biogeochemischen Stoffumsetzungen zu nutzen und zu fördern. Insbesondere bei der Nutzung natürlicher Feuchtstandorte muss in den Retentionsanlagen aber auch gewährleistet werden, dass die bereits am Standort vorhandenen Nährstoffe durch diese anlageninternen Prozesse ebenfalls zurückgehalten werden und nicht zur Eutrophierung des Wasserkörpers einer Anlage beitragen und damit deren Wirksamkeit für den Rückhalt von Nährstoffen aus dem Dränsystem beeinträchtigen.

Das Wirkprinzip der Retentionsanlagen ist in der Abbildung 1 schematisch dargestellt. Dabei werden im Folgenden alle einer Retentionsanlage zufließenden Wasser- und Stofffrachten auch als Import und alle eine Retentionsanlage wieder verlassenden Wasser- und Stofffrachten als Export bezeichnet. Der Import einer Stofffracht in eine Retentionsanlage erfolgt zunächst mit dem Zufluss aus Dränsystemen und dem Niederschlag. Zusätzlich ist mit einem Zufluss aus den Grundwasser- bzw. Stauwasserleitern unmittelbar benachbarter Flächen zu rechnen. Bildet sich auf diesen benachbarten Flächen bei Starkregenereignissen Oberflächenabfluss, so kann die daran gebundene Stofffracht ebenfalls einer Retentionsanlage zufließen. Der Export einer Stofffracht aus einer Retentionsanlage erfolgt zunächst mit dem Abfluss über ihren Ablauf. Wasserverluste entstehen durch die Verdunstung aus der Wasserfläche der Retentionsanlage. Möglicherweise ist der Export einer Stofffracht durch einen Abfluss in das die Retentionsanlage umgebende bzw. darunterliegende Grundwasser zu berücksichtigen. Über das Grundwasser kann dieser Abfluss verzögert in das entsprechende Vorflutgewässer gelangen.

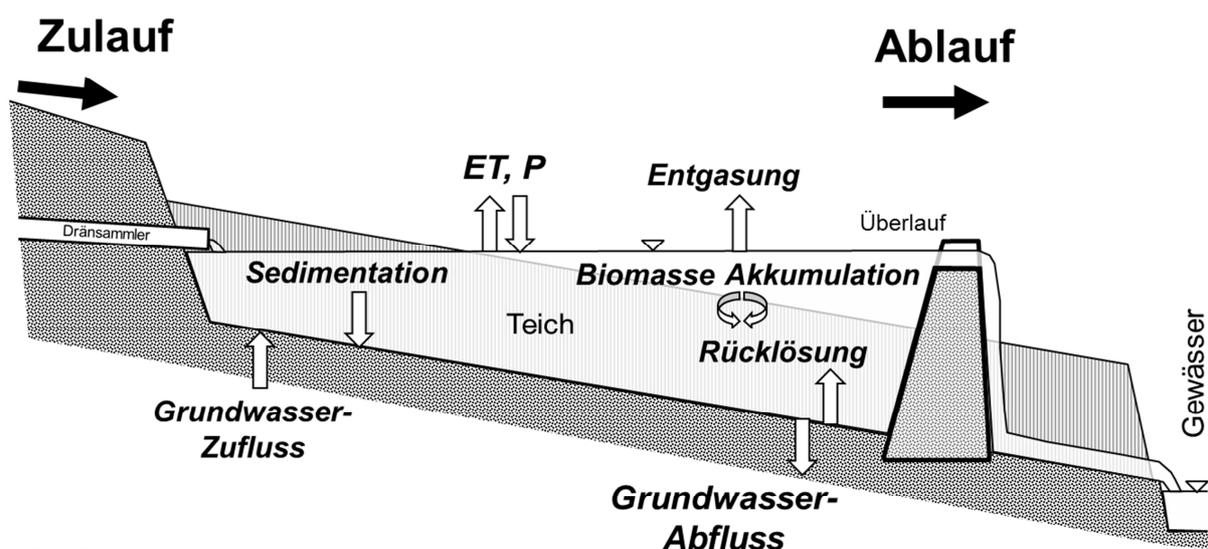


Abbildung 1: Schema des Wirkprinzips einer Retentionsanlage zum Nährstoffrückhalt aus Dränsystemen

Der Funktionsnachweis dieses Wirkprinzips, aber auch die Beurteilung der für die Stoffretention wirksamen Prozesse in der Anlage erfordert ein umfangreiches Mess- und Beobachtungsprogramm an Pilotanlagen.

Das Ziel des Projektes war es, Funktionsnachweise für Pilotanlagen von naturraumangepassten und landschaftsadäquaten Retentionsanlagen zu erbringen sowie die dabei wirksamen internen Prozesse der Anlagen zu bewerten. Mit den daraus gewonnenen Untersuchungsergebnissen waren weiterhin Gestaltungs- und Bewirtschaftungsprinzipien für solche Retentionsanlagen abzuleiten. In verallgemeinerter Form sollen sie für die Vorbereitung und das Betreiben von Retentionsanlagen in allen dafür geeigneten Landschaften Deutschlands und darüber hinaus Anwendung finden. Nicht zuletzt waren dabei auch die Kosten solcher Anlagen dem zu erwartenden Nutzen gegenüberzustellen, um damit die Grundlagen für Entscheidungsprozesse zur Förderung der Errichtung von Retentionsanlagen zu erweitern.

1.1 Planung und Ablauf des Projekts

1.1.1 Teilaufgaben

Entsprechend der Planung gliederte sich das Projekt in die folgenden sechs Teilaufgaben, deren Bearbeitung teilweise parallel und aufeinander abgestimmt erfolgte:

1. Auswahl erfolgversprechender Grundtypen und Gestaltungskriterien für landschaftsadäquate Nährstoff-Retentionsanlagen in Kleineinzugsgebieten anhand gezielter Recherchen.
2. Wissenschaftliche Begleitung der Planung und Errichtung von Pilotanlagen.
3. Nachweise der Wirkungen der Pilotanlagen für den Nährstoffrückhalt unter typischen Naturraumbedingungen im Jungpleistozän Brandenburgs.
4. Untersuchung des Potenzials relevanter Stoffumsatzprozesse für den Nährstoffrückhalt und Ableitung von Schlussfolgerungen für die Gestaltung und den Betrieb der Retentionsanlagen.
5. Wirkung von Nährstoff-Retentionsanlagen in Einzugsgebieten.
6. Verallgemeinerung der Erkenntnisse zu Standortauswahl, Gestaltungs- und Betriebsmaßnahmen, die geeignet sind für die breite Anwendung im Rahmen von Maßnahmen und Maßnahmenprogrammen zum Gewässerschutz im Sinne der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Mit der Verlängerung der ursprünglichen Projektlaufzeit ab 1.11.2008 wurden diese Teilaufgaben weitergeführt, teilweise vertieft und zusätzlich die neuen Teilaufgaben

7. Wirkung von Maßnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistung der Retentionsanlagen,
8. Kosten-Nutzen-Analysen für einzelne Typen von Retentionsanlagen sowie für deren summarische Wirkung in Flusseinzugsgebieten

in die Bearbeitung aufgenommen.

1.1.2 Grundtypen, Gestaltungs- und Bewirtschaftungskriterien von Retentionsanlagen

Auf der Basis einer Literaturrecherche wurde der Kenntnisstand zu bereits durchgeführten Untersuchungen von Nährstoff-Retentionsanlagen sowie zu deren technischen Auslegung und praktischen Anwendung aktualisiert und ergänzt. Die aus der Recherche abgeleiteten

Schlussfolgerungen konnten auch bei den Bemessungs- und Gestaltungsempfehlungen für landschaftsadäquate Retentionsanlagen berücksichtigt werden.

1.1.3 Errichtung der Retentionsanlagen

Im Rahmen der Förderprogramme des Bundeslandes Brandenburg zum Gewässerschutz „Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes“ sowie „Sanierung und naturnahe Entwicklung von Gewässern“ boten sich Möglichkeiten für die Finanzierung der Errichtung von Pilotanlagen, an denen die Funktionen von Retentionsanlagen für den Nährstoffrückhalt aus Dränsystemen beispielhaft untersucht werden konnten. Von den geplanten zwei bis vier Pilotanlagen konnten drei bereits zu Beginn des ersten Projektjahres installiert und der Untersuchungsbetrieb daran aufgenommen werden. Nachdem keine Möglichkeiten zur Realisierung der ursprünglich geplanten vierten Pilotanlage an einem verfügbaren Standort aufgezeigt werden konnten, wurde zu Beginn 2007 ein anderer geeigneter Standort für die Einrichtung einer weiteren Pilotanlage gefunden. Die Planung der Pilotanlage und die Bereitstellung von Fördermitteln ermöglichte die Fertigstellung der vierten Pilotanlage allerdings erst zu Beginn des Jahres 2008. Alle Pilotanlagen wurden nach Planungsvorgaben des ZALF durch die zuständigen Wasser- und Bodenverbände installiert und zum überwiegenden Teil aus genannten Förderprogrammen finanziert.

1.1.4 Quantifizierung des Nährstoffrückhalts in den Retentionsanlagen

Die Grundlage für die Funktionsnachweise der Retentionsanlagen war die Quantifizierung des Nährstoffrückhaltes an den Anlagen. Dazu wurden Messprogramme zum Monitoring konzipiert und nach Inbetriebnahme der Anlagen über die verbleibende Projektlaufzeit durchgeführt. Diese Messprogramme beinhalteten an allen Anlagen die Erfassung der Niederschlagshöhen, der Durchflüsse und Stoffkonzentrationen in jedem Zu- und Ablauf sowie die Füllwasserstände und Stoffkonzentrationen in den Anlagen selbst. Darüber hinaus wurden an zwei Anlagen ebenfalls die meteorologischen Größen Lufttemperatur, Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit erfasst. Mittels Bilanzierungen der Wasser- und Stofffrachten ließen sich aus den Messergebnissen der Wasserrückhalt und der Rückhalt von Stickstoff und Phosphor quantifizieren. Zusätzliche Grundwasserbeobachtungen in den Randbereichen aller Pilotanlagen ermöglichten auch Abschätzungen der Stofffrachten in den Grundwasserzu- und -abflüssen.

1.1.5 Analysen der für den Nährstoffrückhalt relevanten Prozesse in den Retentionsanlagen

Die für den anlageninternen Nährstoffrückhalt (Stickstoff und Phosphor) der Pilotanlagen relevanten Stoffumsatzprozesse, wie Sediment-Wasser-Wechselwirkung (Sedimentation, Rücklösung), Entgasung (Denitrifikation) sowie Bildung und Abbau oberirdischer pflanzlicher Biomasse wurden auf der Grundlage jahreszeitabhängiger Beprobungen sowohl in den aquatischen als auch in den amphibischen Vegetationszonen analysiert. Hierbei wurden die Umsätze von Stoffen aus dem zufließenden Dränwasser und dem standortspezifischen anlageninternen Stoffpool summarisch erfasst. Eine spezifische Erfassung des Beitrags der Prozesse zum Rückhalt von Stoffen aus dem Dränwasser war nicht möglich. Im Ergebnis wurden zunächst flächennormierte Stoffumsatzraten in Abhängigkeit von Jahreszeit und Zone ermittelt. Auf dieser Basis konnten der flächennormierte und der absolute anlageninterne Nährstoffrückhalt durch Hochrechnung geschätzt werden. Hiermit ließen sich Aussagen zum Potenzial der Prozesse für den Nährstoffrückhalt machen.

Für eine Ausschöpfung dieses Potenzials ist eine möglichst vollständige Einbeziehung aller Anlagenbereiche in den Fließweg des Wassers erforderlich. Hierzu wurden Untersuchungen

zur kleinräumigen Variabilität der Stoffkonzentrationen in den verschiedenen Bereichen der Anlagen vorgenommen.

Feuchtgebiete und flache Gewässer können in Abhängigkeit von der Dynamik ihres Wasserstands und der Verfügbarkeit schnell umsetzbarer Kohlenstoff- und Nährstoffverbindungen durch hohe Stoffumsatzraten gekennzeichnet sein. Hierbei können neben der erwünschten Emission von elementarem Stickstoff (Denitrifikation) in erheblichem Maße die klimarelevanten Gase Kohlendioxid, Methan und Lachgas freigesetzt werden. Aus den Untersuchungen zu den Gasemissionen wurden Aussagen zur Relevanz der Emissionen aus den Retentionsanlagen abgeleitet.

Insgesamt ließen sich aus den Untersuchungen zu den anlageninternen Prozessen wesentliche Schlussfolgerungen für die Gestaltung sowie das Management von Retentionsanlagen ableiten.

1.1.6 Wirkung von Maßnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistung der Retentionsanlagen

1.1.6.1 Wirkung der Biomasseentnahme aus Anlage III

Die Speicherung von Nährstoffen in der Vegetation der Reinigungsanlagen ist mengenmäßig von hoher Bedeutung, trägt aber nur temporär zum Stoffrückhalt bei. Das Maximum der Speicherung von N und P in der oberirdischen lebenden Biomasse der Makrophyten wird überwiegend im Sommer erreicht. Nach dem Absterben der Biomasse wird ein Teil der Nährstoffe in den Wasserkörper freigesetzt und ein weiterer Teil in den Wurzeln und im Detritus gespeichert. Der Verbleib der Nährstoffe konnte im Rahmen dieses Projektes nicht analysiert werden. Es wurde jedoch der Effekt einer selektiven Entnahme von Makrophyten-Biomasse jeweils im Oktober der Jahre 2008 und 2009 zur Verminderung von Stoffausträgen in der Winterperiode an der Anlage III untersucht. Die Entnahme von Makrophyten-Biomasse wurde vom zuständigen Wasser- und Bodenverband im Rahmen der Gewässerunterhaltung durchgeführt.

1.1.6.2 Wirkung der Entschlammung und Gehölzauflichtung von Anlage II

In den zu Beginn der Untersuchungen bereits vorhandenen zwei hintereinandergeschalteten Teichen der Retentionsanlage II wurden bei deren Einrichtung die vorgefundenen Sedimentschichten von 0,2–0,6 m Mächtigkeit mit hohen Nährstoffgehalten belassen. Die Teiche waren ebenfalls durch Ufergehölze beschattet, wodurch sich die für den Nährstoffrückhalt wichtigen Makrophyten nur eingeschränkt entwickeln konnten. Im Winter 2008/2009 wurden eine Entschlammung und eine Gehölzauflichtung durch den zuständigen Wasser- und Bodenverband vorgenommen. Deren Wirkungen auf die Änderung der Reinigungsleistung der Anlage wurden untersucht.

1.1.7 Kosten-Wirksamkeitsanalyse-Analysen für einzelne Typen von Retentionsanlagen

In Art. 16 Abs. 6 der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur **Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik**, im Folgenden Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) genannt, wird gefordert, dass die darin gesetzten Ziele der Umweltqualität unter dem „Gesichtspunkt der Kostenwirksamkeit“ erreicht werden. Dieser Forderung folgend wurde für verschiedene Typen von Retentionsanlagen eine Kosten-Wirksamkeitsanalyse durchgeführt.

Dabei werden die bei der Praxiseinführung von Retentionsanlagen erforderlichen Investitionen sowie notwendige Unterhaltsleistungen den positiven Effekten der Maßnahmen

gegenübergestellt. Auf der Kostenseite werden die Bau- und Betriebskosten der Retentionsanlagen geschätzt. Auf der Wirkungsseite werden die Stickstoff- und Phosphatretentionen betrachtet, nicht aber darüber hinaus gehende positive Effekte der Anlagen auf den Naturhaushalt. Nur wenn sich gegenüber anderen Stickstoff und Phosphat reduzierenden Maßnahmen ein ökonomischer Vorteil von Retentionsanlagen nachweisen lässt, wird sich die Maßnahme in der Praxis durchsetzen lassen.

Da Bau- und somit auch Kostenaufwand der Pilotanlagen recht unterschiedlich sind, werden anhand baulicher Eigenschaften drei Bautypen abgeleitet. Ausgehend von diesen Bautypen wird das hinsichtlich der Kostenwirksamkeit optimale Verhältnis von Wasser- und Dränfläche, im Folgenden Anlagenverhältnis genannt, ermittelt. Bei diesen Variantenrechnungen wird die Kostenwirksamkeit von sechs Anlagenverhältnissen zwischen 0,1 und 2,5%, für jede der drei Bautypen berechnet. Die Retentionsleistung wird dabei als Funktion des Anlagenverhältnisses gesehen, wengleich weit mehr Faktoren die Retentionsleistung des Teiches bestimmen und diese Vorgehensweise eine starke Vereinfachung der Wirkungsprozesse darstellt.

Die so ermittelten Kostenwirksamkeiten der unterschiedlichen Anlagenverhältnisse werden anschließend mit Vergleichswerten alternativer Nährstoffreduzierungsmaßnahmen aus der Literatur verglichen.

1.1.8 Wirkung von Nährstoffrückhalteanlagen in Einzugsgebieten

Am Beispiel von Einzugsgebieten der norddeutschen Agrarlandschaft wurden mögliche Wirkungen von Retentionsanlagen hinter Dränabläufen auf die Verbesserung der Wassergütesituation der Fließgewässer aufgezeigt. Aus verfügbaren Analysen der auf die Nährstoffeintragspfade bezogenen Nährstoffeinträge in Flussgebieten wurden dazu Gebiete mit besonders hohen Anteilen der Nährstoffeinträge aus Dränsystemen ausgewählt und eine durch die Installation von Retentionsanlagen zu erwartende Minderung der Nährstoffeinträge sowie die daraus entstehenden Kosten abgeschätzt.

1.1.9 Verallgemeinerung der Erkenntnisse, Erarbeitung von Empfehlungen für die Einrichtung von Nährstoff-Retentionsanlagen

Der durch die anderen Teilaufgaben erarbeitete Erkenntnisstand zum Stoffrückhalt sowie den dafür relevanten Prozessen und Standortbedingungen wurde zusammengefasst und bewertet, um daraus Empfehlungen für die Lokalisierung, Gestaltung und Bewirtschaftung effektiver und kostensparender Nährstoff-Retentionsanlagen ableiten zu können. Für die Bemessung neuer Retentionsanlagen und für die Bewertung der Rückhalteleistung von bereits in Betrieb befindlicher Anlagen erfolgte die Ableitung von Retentionsfunktionen unter Einbeziehung von weiteren publizierten Ergebnissen zu vergleichbaren Einrichtungen.

Die Empfehlungen wurden zusammenfassend aufbereitet und stehen für eine effektive und breite Anwendung dieser Maßnahmen zum Gewässerschutz im Sinne der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie zur Verfügung.

1.2 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde

Die Möglichkeiten zum Rückhalt von Stoffeinträgen in Gewässer durch technische und natürliche Ökosysteme (Feuchtgebiete, Gewässer, Pufferstreifen) werden seit längerem untersucht. Das sind Systeme, deren Wirkung auf den Nährstoffpfad Düngung-Pflanze-Boden-Dränwasser-Gewässer nach der Ausschöpfung der Möglichkeiten landwirtschaftlicher Maßnahmen einer Reduktion der Nährstoffausträge von gedränten Flächen einsetzen kann. Die

Wirkprinzipien des Stoffrückhaltes durch Sedimentation, Adsorption, Inkorporation in Biomasse und Denitrifikation in diesen Ökosystemen sind prinzipiell bekannt und werden teilweise erfolgreich zum Gewässerschutz genutzt (z. B. FLEISCHER ET AL. 1994, GUMBRICHT 1993, HAYCOCK ET AL. 1993, HILLBRICHT-ILKOWSKA. 1999, HUNT ET AL. 1999, JANSSON ET AL. 1994A,B, KADLEC & KNIGHT 1996, KESSLER & JANSSON 1994, NAIRN & MITSCH 2000, MITSCH ET AL. 2000, REDDY ET AL. 1999, SAND-JENSEN 1998, SAUNDERS & KALFF 2001, UUSI-KÄMPPIÄ 2000, WISSING & HOFMANN 2002, YAN ET AL. 1998).

Folgende Möglichkeiten, die zum Stoffrückhalt durch technische und natürliche Ökosysteme beitragen können, werden ausgewiesen:

1. Pufferstreifen zwischen Stoffquelle und Vorflutgewässer
2. Feuchtgebiete, Seen, Teiche und Stauanlagen im Verlauf des belasteten Vorflutsystems
3. Teiche im Nebenschluss des belasteten Vorflutgewässers
4. Selbstreinigung längerer Fließstrecken des belasteten Vorflutgewässers

Im Ergebnis erwiesen sich generell Geländehohlformen wie Seen, Teiche und Feuchtgebiete am effektivsten für den Stoffrückhalt im Landschaftsabfluss. Forschungsbedarf wird insbesondere zur Prozessanalyse der jahreszeitlichen Dynamik des Stoffrückhaltes in Hinblick auf die Möglichkeiten des Erreichens einer hohen Effektivität und Nachhaltigkeit solcher Systeme ausgewiesen.

Die meisten Untersuchungen konzentrierten sich bisher auf Wirkprinzipien, die Gestaltung und das Management verschiedener Varianten der genannten Systeme zur Reinigung von Abwasserlasten sowie zum Stoffrückhalt im belasteten Fließgewässersystem. Möglichkeiten des Rückhalts von Nährstoffen aus landwirtschaftlichen Dränsystemen zwischen den Dränabläufen und den Gewässern mittels Feuchtgebieten (Niedermooren, Kleingewässer, u. a.) wurden in Deutschland bisher noch nicht untersucht. Ergebnisse zur Wirksamkeit von Feuchtgebieten bei der Reduzierung von Dränfrachten sind vor allem aus Amerika, Skandinavien aber auch aus Neuseeland bekannt (z. B. KOVACIC ET AL. 2000, LARSON ET AL. 2000, KOVACIC ET AL. 2006, BRASKERUD, B. C. 2002). Bei der Übertragung diese Ergebnisse auf Deutschland sind in jedem Fall die oft unterschiedlichen klimatischen Bedingungen sowie mögliche Unterschiede in der Nährstofflast der Feuchtgebiete zu berücksichtigen.

2 Material und Methoden

2.1 Errichtung von Pilotanlagen

Für die Einrichtung von Pilotanlagen für Retentionsanlagen mussten folgende Voraussetzungen gegeben sein:

- zwischen einem Dränsystem und dem Unterliegergewässer kann eine Nährstoff-Retentionsanlage neu oder unter Nutzung eines vorhandenen Gewässers bzw. einer feuchten Geländesenke angelegt werden,
- der Einbau von Messtechnik zur Erfassung der für den Funktionsnachweis notwendigen Parameter ist möglich und
- hinreichende Kenntnisse über die Lage, Funktion und Gestaltung des Dränsystems sind vorhanden.

Letztlich war die Zustimmung des Flächeneigentümers Voraussetzung, wenn für die Installation einer Retentionsanlage Flächen aus der Nutzung genommen oder vorhandene Gewässer bzw. feuchte Geländesenke saniert oder verändert werden mussten.

Während die ersten Voraussetzungen hauptsächlich von den örtlichen Verhältnissen konkreter Standorte beeinflusst werden, konnten Kenntnisse über die existierenden Dränsysteme auf der Basis von Planungsunterlagen und in einigen Fällen auf Bestandsunterlagen in Archiven abgeleitet werden.

Zur Finanzierung der Installation von Pilotanlagen war die Einwerbung von Mitteln aus den Förderprogrammen des Bundeslandes Brandenburg zum Gewässerschutz mit den Schwerpunkten „Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes“ sowie „Sanierung und naturnahe Entwicklung von Gewässern“ möglich.

2.2 Nährstoffrückhalt in den Retentionsanlagen

2.2.1 Funktionsnachweise von Nährstoff-Retentionsanlagen

Der Funktionsnachweis einer Retentionsanlage wird durch den Vergleich der ihr zu- und abfließenden Frachten des Stickstoffs und Phosphors erbracht. Die Fracht dieser Stoffe, die mit dem Dränabfluss in eine Retentionsanlage gelangt, stellt die Vergleichsbasis für den Funktionsnachweis dar. Der Vergleichswert ist die jeweilige Stofffracht, die eine Retentionsanlage an ihrem Ablauf verlässt und in ein Gewässer gelangen kann. Die Funktion einer Retentionsanlage kann als nachgewiesen betrachtet werden, wenn zunächst

- die Stickstoff- und Phosphor-Konzentrationen am Ablauf einer Retentionsanlage geringer sind als die in der Fracht aus dem Dränsystem
- und die Stickstoff- und Phosphor-Fracht aus der Retentionsanlage kleiner als die des Dränabflusses ist.

Da die Sohlen der installierten Retentionsanlagen jedoch nicht gegen ein Durchsickern gedichtet wurden, sind zusätzlich Grund- oder Stauwasserabflüsse zu berücksichtigen. Gegebenenfalls können also auch unterirdische Abflüsse aus einer Retentionsanlage auftreten, die möglicherweise Grundwasser belastend wirksam werden könnten.

Für die Funktionsnachweise werden Frachtbilanzen aufgestellt (siehe Kapitel 2.2.2 und 2.2.3), die den Vergleich der im- und exportierten Stofffrachten ermöglichen. Soweit möglich, sollen zunächst alle für die Ermittlung der dazu benötigten Bilanzgrößen relevante Größen gemessen werden. Ist dies nicht möglich, müssen diese ggf. durch andere geeigneten Methoden ergänzt werden. Für jede Bilanzgröße werden Tageswerte bereitgestellt. Wenn Größen zeitweise oder dauerhaft nicht täglich verfügbar sind, wie z. B. Standrohrspiegelhöhen oder Stoffkonzentrationen aus Wasserproben, werden die Tageswerte zwischen den benachbarten Messzeitpunkten linear interpoliert. Durch Summenbildungen entstehen aus Tagesbilanzen Monats- und Jahresbilanzen, die für den angestrebten Funktionsnachweis, weitere vergleichende Analysen sowie für Hinweise zur Gestaltung von Retentionsanlagen die geeigneten Aussagen liefern können.

Die Messungen wurden an den Pilotanlagen in der von Zeit vom 01.04.2006 bis 31.10.2010 durchgeführt. Daraus lassen sich die folgenden vier jährlichen Bilanzzeiträume ableiten:

Bilanzjahr 2006	vom 01.04.2006 bis 31.03.2007
Bilanzjahr 2007	vom 01.04.2007 bis 31.03.2008
Bilanzjahr 2008	vom 01.04.2008 bis 31.03.2009
Bilanzjahr 2009	vom 01.04.2009 bis 31.03.2010.

Dabei stand die Pilotanlage, die im Folgenden mit der Ziffer I benannt wird, allerdings nur bis zum Abschluss des Bilanzjahres 2008 für die Untersuchungen zur Verfügung. An der

Pilotanlage II wurde das kontinuierliche Monitoringprogramm vom 30.11.2008 bis 18.03.2009 wegen Entschlammung und Gehölzarbeiten unterbrochen (siehe Kapitel 2.4.2), so dass für das Bilanzjahr 2008 keine Frachtbilanz erstellt werden konnte.

2.2.2 Wasserhaushalt einer Retentionsanlage

Der Wasserhaushalt einer Retentionsanlage lässt sich mit der empirischen Wasserbilanzgleichung (1) quantitativ darstellen. Die verbleibende Differenz zwischen beiden Seiten, also die Differenz zwischen der Speicheränderung und der Summe aller Zu- und Abflüsse einer Retentionsanlage, ist die summarische Größe der in dem betrachteten Zeitschritt bei den Messungen und Modellrechnungen entstandenen Fehler.

$$\Delta V = Q_{Drän} + Q_{GWzu} + Q_{OW} + P - Et_a - Q_{GWab} - Q_{Teich} \quad (1)$$

mit

ΔV	Speicheränderung in der Retentionsanlage
$Q_{Drän}$	Zufluss aus dem Dränsystem
Q_{GWzu}	Zufluss aus dem Grundwasser
Q_{OW}	Zufluss aus Oberflächenabflüssen
P	Niederschlag
Et_a	Verdunstung
Q_{GWab}	Abfluss in das Grundwasser
Q_{Teich}	Abfluss am Ablauf aus der Retentionsanlage

Der Zufluss aus einem Dränsystem sowie der Abfluss am Ablauf aus einer Retentionsanlage wurden jeweils mit einem Dreiecksmesswehr oder einem Messkanal (RBC Flume, Eijkelkamp) gemessen (Abbildung 2). Die Messeinrichtungen waren dazu mit registrierenden Wasserstands Sensoren ausgestattet, so dass sich der Durchfluss für ein Dreiecksmesswehr aus Gleichung (2) und der für einen Messkanal aus Gleichung (3) ergibt.

$$Q = \mu \cdot H^b \quad (2)$$

mit

Q	Durchfluss in l/s
H	hydrostatischer Druckhöhe in mm
μ	Verlustbeiwert
b	Koeffizient

$$Q = a \cdot H^3 + b \cdot H^2 + c \cdot H - d \quad (3)$$

mit

Q	Durchfluss in l/s
H	hydrostatischer Druckhöhe in mm
$a, b, ..$	Koeffizienten

Für jedes eingesetzte Dreiecksmesswehr wurden die Verlustbeiwerte und Koeffizienten mittels Messgerinne des ZALF ermittelt. Die Koeffizienten der verwendeten Messkanäle werden vom Hersteller, der Fa. Eijkelkamp angegeben.



Abbildung 2: Durchflussmeseinrichtungen an den Zuläufen der Retentionsanlagen (links Dreiecksmesswehr, rechts RBC Flume)

Für die Messungen der Niederschläge waren an jeder Retentionsanlage Hellmann-Niederschlagsmesser eingesetzt. Dabei sind infolge typischer Benetzungs- und Überwehungseffekte systematische Messfehler zu beachten, die für das Bilanzglied Niederschlag eine Korrektur dieser Messgröße erforderlich machte. Verwendung fand dazu das Verfahren nach RICHTER (1985), das zwischen Winter- und Sommermonaten unterscheidet sowie die Stationslage und die Art des gefallenen Niederschlags berücksichtigt.

Einige der für die Ermittlung des Bilanzgliedes Verdunstung benötigten weiteren meteorologischen Größen wurden unmittelbar an zwei Retentionsanlagen mittels Messstationen ermittelt, die die Größen Windgeschwindigkeit, Luftfeuchte und Lufttemperatur erfassen. Diese Größen sollten wegen ihrer hohen räumlichen Variabilität vor Ort gemessen werden. Für weitere Anlagen wurden diese Größen aus der nächstgelegenen Messstation übertragen.



Abbildung 3: Messstation für meteorologische Größen an der Retentionsanlage Heinersdorf

Für eine freie Wasserfläche lässt sich die Verdunstung aus der Retentionsanlage zunächst nach dem Penman-Verfahren (DVWK 238/1996) mit Gleichung (4) berechnen.

$$E_w = \frac{s \cdot Rn / L + \gamma \cdot f(v) \cdot (e_s(T) - e)}{s + \gamma} \quad (4)$$

mit

E_w	Verdunstung von der freien Wasserfläche mm/d
s	Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve [hPa/K]
Rn	Nettostrahlung [W/m ²]
L	Verdampfungswärme des Wassers [W/m ²]
γ	Psychrometerkonstante, $\gamma=0,65$ hPa/K
$e_s(T)$	temperaturabhängiger Sättigungsdampfdruck [hPa]
e	Dampfdruck der Luft [hPa]
$f(v)$	Windfunktion [-].

Die Messwerte der Globalstrahlung R_G können aber auch aus nahe gelegenen meteorologischen Stationen übernommen werden, um damit unter Angabe der Albedo α (DVWK 238/1996) die Strahlungsbilanz Rn nach Gleichung (5) zu berechnen.

$$Rn = R_G \cdot (1 - \alpha) - Rn_L \quad (5)$$

mit

Rn	Strahlungsbilanz in W/m ²
R_G	Globalstrahlung in W/m ²
α	Albedo
Rn_L	effektive Abstrahlung von der Oberfläche in W/m ² .

Die effektive Abstrahlung von der Oberfläche in W/m² Rn_L wird wie folgt ermittelt:

$$Rn_L = \varepsilon \cdot \sigma \cdot (T + 273,15)^4 \cdot (0,56 - 0,08 \cdot \sqrt{e}) \cdot (0,1 + 0,9 \cdot S / S_0) \quad (6)$$

mit

ε	Emissionskoeffizient, $\varepsilon=0,97$ für Wasser
σ	Stefan-Boltzmann-Konstante, $\sigma=5,67 \cdot 10^{-8}$ W m ⁻² K ⁻⁴
T	Lufttemperatur, in 2 m Höhe über Land gemessen [°C]
S_0	astronomisch mögliche Sonnenscheindauer [h]
S	tägliche Sonnenscheindauer [h].

Bei dem Berechnungsansatz nach Penman wird die mögliche Eisbedeckung der Wasserfläche über die Albedo berücksichtigt.

Für das Bilanzglied Verdunstung von der Fläche der Retentionsanlage muss ebenfalls der Bewuchs der Teichflächen durch Röhrichte und Seggen berücksichtigt werden. Die Jahressumme der Verdunstung von diesen Flächen kann dafür im Jahresmittel um den Faktor 1,3 höher als die der freien Wasserflächen angesetzt werden (ALLEN ET AL., 1998, HERBST UND KAPPEN, 1999, KROMP-KOLB ET AL., 2005, DREXLER ET AL., 2008). Entsprechend der innerjährlichen Vegetationsentwicklung sollten mindestens monatliche Faktoren gewählt werden (z. B. DANNOWSKI ET AL. 1999), die zur Korrektur der berechneten Verdunstung der freien Wasserfläche verwendet werden können (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Korrekturfaktoren der Verdunstung freier Wasserflächen für die Verdunstung der mit Röhrichten und Seggen bewachsenen Wasserflächen

Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober
1.152	1.458	1.629	1.62	1.728	1.71

Aus der berechneten Verdunstung freier Wasserflächen, den Korrekturfaktoren dieser Verdunstung für die Verdunstung der bewachsenen Wasserflächen und den ebenfalls ermittelten Flächenanteilen der freien und bewachsenen Wasserfläche jeder Retentionsanlage ergibt sich das Bilanzglied Verdunstung aus Gleichung (7).

$$Et_a = (A_W + A_B \cdot f_B) \cdot \frac{E_W}{A} \quad (7)$$

mit

Et_a	Verdunstung von der Retentionsanlage
E_W	Verdunstung der freien Wasserfläche
A	Fläche Retentionsanlage
A_W	freie Wasserfläche der Retentionsanlage
A_B	bewachsene Fläche der Retentionsanlage
f_B	Korrekturfaktor der Verdunstung freier Wasserflächen.

Die Bilanzgrößen Zufluss aus dem Grundwasser und Abfluss in das Grundwasser können nicht direkt gemessen werden. Aus der Geohydraulik (z. B. BUSCH ET AL., 1993) sind aber analytische Lösungsansätze bekannt, die eine stationäre Berechnung der Grundwasserströmung aus den gemessenen Standrohrspiegelhöhen im Grundwasser und in der Retentionsanlage ermöglichen (siehe Gleichung (8)).

$$Q_{GW} = k \frac{\frac{h_{GW}^2}{2} - \frac{h_{Anlage}^2}{2}}{R + KL} \cdot A \quad (8)$$

mit

Q_{GW}	Grundwasserabfluss in m ³ /s
k	Durchlässigkeitskoeffizient m/s
h_{GW}	Standrohrspiegelhöhe im Grundwasser in m ²
h_{Anlage}	Standrohrspiegelhöhe in der Retentionsanlage in m ²
R	horizontaler Abstand der verwendeten Druckpotentiale in m
KL	Kolmationslänge am Anlagenrand in m
A	Fläche des Grundwasserdurchflusses in m ²

Der Durchlässigkeitskoeffizient k wurde dazu an den Grundwassermessstellen mittels Bohrlochmethode nach TGL 31222/06 ermittelt. Aus der Mächtigkeit der wassergesättigten Bodenschicht über der darunterliegenden stauenden Schicht und der wirksamen Länge des Randes einer Retentionsanlage ergibt sich die für den Grundwasserabfluss wirksame Fläche A .

Hat das Grundwasser unter einer Retentionsanlage keine Rückwirkung auf den Versickerungsvorgang als Grundwasserströmung, kann von einer rückgestauten Versickerung ausgegangen werden. Dann lässt sich der Grundwasserabfluss als Funktion der durch die Anlage überstauten Fläche und ihrer Wassertiefe nach Gleichung (9) abschätzen.

$$Q_{GW} = \left(\frac{B}{2} + H \right) \cdot 2 \cdot L \cdot k \quad (9)$$

mit

Q_{GW}	Grundwasserdurchfluss in m ³ /s
B	Breite der Wasserfläche in m
H	Höhe des Wasserkörpers in m
L	Länge der Wasserfläche in m
k	Durchlässigkeitskoeffizient m/s.

Zur Ermittlung der Speicheränderung, das resultierende Bilanzglied der Wasserhaushaltsgleichung, wurden aus Vermessungen der Sohle, Böschung und Randbereiche der Retentionsanlage Wasserstands-Volumenkennlinien entwickelt. Mit den Messungen der Anlagenwasserspiegel lassen sich daraus die Änderungen des Anlagenwasserspeichers ableiten.

Die Gleichung (1) kann mit den so ermittelten Bilanzgliedern jedoch nicht vollständig aufgelöst werden. Im Ergebnis bleibt ein Restglied, das neben den Fehlern auch das Bilanzglied Zufluss über Oberflächenabflüsse aus den angrenzenden Flächen enthält. Im Rahmen dieses Projektes wurde der Zufluss aus Oberflächenabfluss vernachlässigt.

Der Wasserrückhalt einer Retentionsanlage entsteht durch die Wasserverdunstung von der Anlagenfläche und die Änderung des Wasserspeichers in der Anlage selbst. Auch der Grundwasserabfluss wird als Beitrag zum Rückhalt aufgefasst, da der ohne Retentionsanlage stattfindende Wasserfluss aus dem Dränsystem in das Gewässer durch den Teil des Grundwasserabflusses verzögert wird. Damit wird der Wasserrückhalt einer Retentionsanlage nach Gleichung (10) berechnet.

$$R^W = Et_a + \Delta V + Q_{GWab} \quad (10)$$

mit

R^W	Wasserrückhalt
Et_a	Verdunstung
ΔV	Speicheränderung in der Retentionsanlage
Q_{GWab}	Abfluss in das Grundwasser

2.2.3 Bilanzierung des Nährstoffrückhaltes einer Retentionsanlage

Die Beurteilung der direkten Wirkung des Nährstoffrückhalts durch eine Retentionsanlage auf das das Dränwasser ursprünglich direkt empfangende Gewässer ist zunächst mit der einfachen Bilanz der Frachten in den Zu- und Abläufen einer Retentionsanlage möglich (11).

$$R^M = Q_{Drän} \cdot c_{Drän}^M - Q_{Teich} \cdot c_{Teich}^M \quad (11)$$

R^M	Rückhalt des direkten Dränabflusses in der Retentionsanlage
$Q_{Drän}$	Durchfluss am Zulauf der Retentionsanlage aus dem Dränsystem
$c_{Drän}^M$	Stoffkonzentration im Zufluss aus dem Dränsystem
Q_{Teich}	Durchfluss am Ablauf der Retentionsanlage
c_{Teich}^M	Stoffkonzentration am Ablauf der Retentionsanlage

Der Wirkungsgrad als Maß für die Effektivität des Stoffrückhalts im direkten Dränabfluss durch eine Retentionsanlage lässt sich dann mit (12) errechnen.

$$R^M = 1 - \frac{Q_{Teich} \cdot c_{Teich}^M}{Q_{Drän} \cdot c_{Drän}^M} \quad (12)$$

Die für die Berechnung der Bilanzglieder in (11) benötigten täglichen Durchflüsse am Zu- und Ablauf einer Retentionsanlage liegen aus der Bilanzierung des Wasserhaushalts (vergleiche Kapitel 2.2.2) vor. Zur Ermittlung der an den Zu- und Abläufen mitgeführten Konzentrationen der Stoffe Stickstoff und Phosphor wurden Wasserproben in den Zu- und Abläufen jeder Retentionsanlage entnommen. Im hydrochemischen Labor wurden die Konzentrationen der löslichen und gebundenen Verbindungen des Stickstoffs und des Phosphors sowie weitere relevante Wassergüteparameter ermittelt (Tabelle A 1). Diese Wasserproben wurden entsprechend der Abflusssituation im Zeitschritt von 1 bis 21 Tagen entnommen. Um tägliche Werte der Stoffkonzentrationen zu erhalten, wurden in größeren zeitlichen Abständen vorliegende Werte linear interpoliert. Zur Kontrolle des gewählten Zeitschrittes von einem Tag in den abflussintensiven Phasen von Januar bis März wurden in den Bilanzjahren 2008 und 2009 automatische Probenehmer eingesetzt, mit denen bis zu alle vier Stunden Wasserproben entnommen wurden, deren Stoffkonzentrationen täglich analysiert worden sind.

Insbesondere im Fall des Stickstoffs sind weitere Im- und Exportkomponenten vorhanden, die den Stoffrückhalt einer Retentionsanlage durchaus auch verringern können. Das sind z. B. Stickstofffrachten, die mit dem Grundwasserabfluss oder der Versickerung in das Grundwasser aus der Retentionsanlage zwar nicht sofort und unverändert das Dränwasser ursprünglich direkt empfangende Gewässer erreichen können, aber zunächst das Grundwasser in der Nähe einer Anlage selbst belasten können. Ebenso wirken mögliche Grundwasserzuflüsse und Einträge über atmosphärische Depositionen auf das Retentionsverhalten einer Anlage. Um diese Wirkungen zu beurteilen, wurde der Stickstoffhaushalt einer Retentionsanlage mit folgender empirischen Gleichung (13) beschrieben.

$$\Delta S^N = Q_{Drän} \cdot c_{Drän}^N + P \cdot c_{atm.dep.}^N + Q_{GWzu} \cdot c_{GWzu}^N - Q_{Teich} \cdot c_{Teich}^N - Q_{GWab} \cdot k_N \cdot c_{Teich}^N \quad (13)$$

mit

ΔS^N	Änderung des Stickstoffpools in der Retentionsanlage
$Q_{Drän}$	Durchfluss am Zulauf der Retentionsanlage durch Zufluss aus dem Dränsystem
$c_{Drän}^N$	Stickstoffkonzentration im Zufluss aus dem Dränsystem
P	Niederschlag
c_P^N	Stickstoffkonzentration im Niederschlag
Q_{GWzu}	Zufluss aus dem Grundwasser
c_{GWzu}^N	Stickstoffkonzentration im Grundwasser
Q_{Teich}	Durchfluss am Ablauf der Retentionsanlage
c_{Teich}^N	Stickstoffkonzentration am Ablauf der Retentionsanlage
Q_{GWab}	Abfluss in das Grundwasser oder Versickerung
c_{GWzu}^N	Stickstoffkonzentration im Wasser der Anlagen
k_N	Reduktionsfaktor der Stickstoffkonzentration im Wasser der Anlagen auf dem Weg in das Grundwasser

Die dazu benötigten Stoffkonzentrationen wurden mittels Wasserproben aus den Grundwasserstandrohren unmittelbar an den Anlagen oder dem Teichwasser selbst und in hydrochemischen Laboranalysen ermittelt. Zur Ermittlung der Stickstoffkonzentration im Niederschlag wurden die aus dem Landesmessnetz an der Messstelle L 28 – Waldsiefersdorf verfügbaren Auswertungen der Niederschlagsdepositionsmessungen zum Stickstoff verwendet.

Beim Phosphor sind gasförmige Austauschprozesse zwischen einer Anlage und der Atmosphäre nicht möglich. Die Bewegung des Phosphors im Grundwasser kann nur schwer analysiert werden. Mit den in Grundwasserstandrohren gemessenen Phosphorkonzentrationen lassen sich nur sehr grobe Schätzwerte der Phosphorfrachten im Grundwasserzufluss gewinnen. Ähnliches gilt für das Bilanzglied Fracht im Grundwasserabfluss. Mit der Verwendung der Phosphorkonzentration in der Anlage werden mögliche Bindungen und Freisetzungen des Phosphors in und aus der Sedimentschicht (siehe Kapitel 2.3.1) vernachlässigt. Die verwendete empirische Gleichung des Phosphorhaushaltes einer Retentionsanlage (13) stellt sich dann wie folgt dar.

$$\Delta S^P = Q_{Drän} \cdot c_{Drän}^P + Q_{GWzu} \cdot c_{GWzu}^P - Q_{Teich} \cdot c_{Teich}^P - Q_{GWab} \cdot c_{Teich}^P \quad (14)$$

mit

ΔS^P	Änderung des Phosphorpools in der Retentionsanlage
$Q_{Drän}$	Durchfluss am Zulauf der Retentionsanlage durch Zufluss aus dem Dränsystem
$c_{Drän}^P$	Phosphorkonzentration im Zufluss aus dem Dränsystem
Q_{GWzu}	Zufluss aus dem Grundwasser
c_{GWzu}^P	Phosphorkonzentration im Grundwasser
Q_{Teich}	Durchfluss am Ablauf der Retentionsanlage
c_{Teich}^P	Phosphorkonzentration am Ablauf der Retentionsanlage
Q_{GWab}	Abfluss in das Grundwasser oder Versickerung
c_{GWzu}^P	Phosphorkonzentration im Wasser der Anlagen

Eine Zunahme des Nährstoffpools innerhalb eines Zeitintervalls der Bilanz beschreibt also den Nährstoffrückhalt in einer Retentionsanlage. Dieser Stoffrückhalt wird durch die Speicherung von Nährstoff innerhalb der Anlage realisiert (vergleiche Kapitel 3.3.3). Im Fall des Stickstoffs kommen noch Exporte via Entgasung hinzu.

2.3 Analyse der Prozesse des Nährstoffrückhaltes in den Retentionsanlagen

2.3.1 Methoden zur Analyse der Prozesse des anlageninternen Nährstoffrückhalts

Der Nährstoffrückhalt der Retentionsanlagen wird neben den hydrologischen und morphologischen Randbedingungen maßgeblich durch anlageninterne Stoffumsatzprozesse bestimmt. Diese Prozesse werden von dem am Standort einer Anlage bereits vor deren Installation vorhanden Nährstoffpool und durch die mit dem Dränwasser eingetragenen Nährstoffe beeinflusst. Eine Trennung dieser beiden Komponenten und damit die Ausweisung des Anteils des Rückhaltes von den mit dem Dränwasser eingetragenen Nährstoffen war im Rahmen dieses Projektes nicht möglich.

Von hoher Relevanz sind die Stoffspeicherung in der Biomasse der Vegetation, die Sediment-Wasser-Wechselwirkung (Sedimentation und diffuser Flux an der Sedimentoberfläche) sowie die Gasemission von Stickstoff. Zur Charakterisierung des Anteils dieser Prozesse am anlageninternen Stoffumsatz bzw. -rückhalt wurden dreimal jährlich in Abhängigkeit von der Jahreszeit (Frühjahr, Sommer, Herbst) die aquatischen und amphibischen Zonen der Anlagen getrennt untersucht. Eine Beprobung im Winter war angestrebt, konnte jedoch sowohl auf Grund niedriger Temperaturen als auch wegen der stark eingeschränkten Zugänglichkeit der Anlagen nicht realisiert werden.

Zur Ermittlung der temporären Nährstoffakkumulation in der Vegetation wurden Einzelproben der lebenden oberirdischen Biomasse dominanter Vegetationseinheiten an allen Retentionsanlagen stichprobenartig in den Vegetationszonen abgemäht und auf Trockenmasse sowie Inhaltsstoffe bezogen auf 1 m² untersucht. Über eine Vermessung der Vegetationseinheiten erfolgte die Ermittlung ihrer Flächenanteile an der gesamten Retentionsanlage unter Zuordnung zur aquatischen bzw. amphibischen Zone. Eine Beprobung der Nährstoffspeicherung in der Wurzelbiomasse und im Detritus der Vegetation war im Rahmen des Projektes nicht möglich.

Zur Analyse der Sediment-Wasser-Wechselwirkung wurden in der aquatischen Zone situ-Fluxe von Stickstoff und Phosphor aus Porenwasserprofilen mittels Peeper (=Dialysesampler) untersucht (LEWANDOWSKI ET AL. 2002, STEINMANN & SHOTYK 1996) sowie die Sedimentation mittels Sedimentfallen gemessen (KOZERSKI & LEUSCHNER 1999). Hiermit kann die Nettosedimentation berechnet werden (Nettosedimentation = Bruttosedimentation – diffuser Flux). Die Beprobung der Sedimente erfolgte jeweils als Doppelprobe. Aus den ermittelten Raten wurde der Mittelwert je Probestelle gebildet. Die Sediment-Wasser-Wechselwirkung konnte in diesem Projekt nur in der aquatischen Zone untersucht werden.

Ergänzend wurden zur Einschätzung der Stoffakkumulation im Sediment mit einem Stechgerät für Sedimente (Beeker Sampler, Fa. Eijkelkamp) ungestörte 50 cm lange Sedimentkerne in der aquatischen und amphibischen Zone entnommen und in den Mischproben (0-10 cm und 10-20 cm) die Gesamtgehalte von Stickstoff und Phosphor analysiert.

Weiterhin wurden jeweils zwei ungestörte Sedimentkerne der aquatischen und amphibischen Zone auf Emissionen von Stickstoff (elementarer Stickstoff und Lachgas = Denitrifikation) sowie Kohlenstoff (Methan und Kohlendioxid) zur Abschätzung gasförmiger Stoffverluste

untersucht. Zur Analyse der Gasemissionen wurden die obersten 5 cm der Sedimentkerne in Edelstahlbehälter überführt, bei der ermittelten in-situ Temperatur inkubiert und die Emission mittels dynamischem Ansatz (kontinuierlicher Gasfluss) gaschromatographisch gemessen (MANDER ET AL. 2005).

Im Ergebnis der Analysen konnten für jeden Prozess flächennormierte Stoffumsatzraten ($\text{mg m}^{-1} \text{d}^{-1}$) des Nährstoffrückhalts (positiv) bzw. der Nährstofffreisetzung (negativ) in Bezug zum Wasserkörper der Anlagen ermittelt werden. Die summarische Gasemission von Stickstoff ($\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O}$) wurde hierbei ebenfalls als Rückhalt gewertet, da hiermit die Konzentration des Stickstoffs im Wasserkörper verringert wurde.

2.3.2 Analyse und Bewertung des Beitrags der relevanten Prozesse zum anlageninternen Nährstoffrückhalt

Zur Erklärung des mittel Frachtenanalyse festgestellten Nährstoffrückhalts bzw. -austrags der Retentionsanlagen sowie zur Gewinnung von Erkenntnissen zur Gestaltung und Bewirtschaftung der Anlagen ist eine näherungsweise Schätzung des Beitrags der relevanten Stoffumsatzprozesse zum anlageninternen Nährstoffrückhalt erforderlich.

Die vergleichende Quantifizierung des Beitrags der Prozesse erfolgte auf zwei Ebenen:

1. Vergleich der flächennormierten Stoffumsatzraten der aquatischen und amphibischen Zonen der Anlagen in Abhängigkeit von der Jahreszeit
2. Hochrechnung der flächennormierten Stoffumsatzraten der aquatischen und amphibischen Zonen auf den flächennormierten und absoluten Nährstoffrückhalt der Anlagen pro Quartal (Jahreszeit) und pro Bilanzjahr

Zur näherungsweise Schätzung des Beitrags der Prozesse zum Nährstoffrückhalt mussten fehlende Werte der gemessenen Stoffumsatzraten ergänzt werden. Hierzu wurden folgende Annahmen getroffen:

1. Die an den Probestellen gemessenen Stoffumsatzraten wurden auf die jeweilige gesamte Zone ohne Berücksichtigung von Effekten zeitlicher und räumlicher Variabilität übertragen. Die kleinräumige Variabilität wurde durch Mittelwertbildung von Doppelproben je Zone berücksichtigt.
2. Die in den aquatischen Zonen gemessenen Raten der Sedimentation und des diffusiven Fluxes wurden auf die gesamte Fläche der Anlagen übertragen, also auch auf die amphibischen Zonen.
3. Fehlende Messwerte der Raten von Sedimentation, diffusem Flux und N-Emission wurden durch Mittelwertbildung zwischen Folgewerten oder im Ausnahmefall durch Gleichsetzung mit Raten anderer Jahre ergänzt, wodurch auch nicht gemessene Raten für den Winter erzeugt wurden. Eine Ausnahme bildet die Schätzung der Rate der N-Emission für den Winter. Hier wurde die Rate im Winter mit 20 % des Herbstwertes angenommen, da die Denitrifikation mit dem Absinken der Temperatur unter 10 °C erfahrungsgemäß deutlich abnimmt.
4. Fehlende Messwerte der flächennormierten lebenden oberirdischen Makrophyten-Biomasse der Vegetation wurden dem Mittelwert der anderen Jahre gleichgesetzt. Der Winterwert ist infolge des weitgehend vollständigen Absterbens der lebenden oberirdischen Biomasse gleich Null. Der gemessene Maximalwert entspricht der maximalen temporären Nährstoffspeicherung in der Biomasse in dem jeweiligen Jahr. Von diesem Maximalwert geht pro Jahr mit dem Absterben der lebenden oberirdischen Biomasse ein Teil der Nährstoffe durch Umlagerung in den Stoffspeicher der Wurzelbiomasse über, während ein Teil im Stoffspeicher des Detritus verbleibt. Ein hoher Anteil der temporär gespeicherten Nährstoffe wird jedoch wieder im Wasserkörper gelöst.

- Der Anteil der Nährstoffspeicherung in Wurzelmasse und Detritus aus der lebenden Makrophyten-Biomasse wurde summarisch für die amphibische Zone auf 50 % und für die aquatische Zone auf 20 % der Biomasse der wurzelnden Arten geschätzt, um eine Hochrechnung des Anteils der Makrophyten am anlageninternen Nährstoffrückhalt zu ermöglichen. Die Annahme von 50 % für die amphibische Zone beruht auf der Tatsache, dass diese Zone fast ausschließlich durch wurzelnde Arten der Röhrichte besiedelt wurde, deren Biomasse im Vergleich mit den Arten der aquatischen Zone schwerer mikrobiell abbaubar ist. So gaben Asaeda et al. (2002) für *Phragmites australis* an, dass 33-48 % der Biomasse innerhalb von einem Jahr aerob abgebaut wurden, während der Rest im anaeroben Detritus gespeichert blieb. Für die Umlagerung in die Wurzeln gaben sie einen Anteil von 7 % der lebenden Biomasse des Schilfs an. Die Annahme von 20 % für die aquatische Zone beschränkt sich auf die wurzelnden Arten dieser Zone, deren Deckungsgrad in allen Anlagen vergleichsweise geringer als die der nicht wurzelnden Arten oder Null war. Die Nährstoffspeicherung im Detritus der nicht wurzelnden Arten (Schwebematte, Schwimmdecke) wurde über die mittels Sedimentfalle gemessene Sedimentation erfasst.

2.3.3 Differenzierung der Wirksamkeit verschiedener Bereiche der Retentionsanlagen für den Nährstoffrückhalt

Aus visuellen Beobachtungen der Anlagen I, II und III zu Beginn ihrer Entwicklung 2006/2007 konnte geschlussfolgert werden, dass nicht alle Bereiche der Anlagen gleichermaßen in den Fließweg des Wassers einbezogen sind. Es war daher zu prüfen, ob sich andere Stoffkonzentrationen in den wenig oder nicht durchströmten Zonen im Vergleich mit den Stoffkonzentrationen im Hauptfließweg des Wassers einstellen. Deshalb wurde eine stichprobenartige Analyse der kleinräumigen Variabilität der Stoffkonzentrationen in verschiedenen Zonen in Abhängigkeit von den Zuflüssen und der Ausprägung der Vegetation in den verschiedenen Jahreszeiten durchgeführt. Um neben den Randbereichen auch die zentraleren Bereiche der Teiche bei der Beprobung ungestört erfassen zu können, wurden in den Anlagen II und IV Stege eingebaut (Abbildung 4).



Abbildung 4: Laufstege zur Beprobung der Retentionsanlagen II (links) und IV (rechts)

2.4 Untersuchungen der Wirkung von Maßnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistung der Retentionsanlagen

2.4.1 Untersuchung der Wirkung einer Biomasseentnahme auf die Reinigungsleistung der Anlage III

Zur Untersuchung der Wirkung von Biomasseentnahmen auf die Reinigungsleistung wurde am 04.11.2008 und 25.01.2010 in der Anlage III durch den Wasser- und Bodenverband die Biomasse der Röhrichte oberhalb der Eisdecke mittels Mahd entfernt, ohne das laufende Monitoringprogramm unterbrechen zu müssen. Eine Entnahme submerser Makrophyten war unter diesen Bedingungen nicht möglich. Mit dem laufenden Monitoringprogramm wurde die Wirkung erfasst.

An der Anlage IV konnte die Maßnahme nicht durchgeführt werden, da der Biomasseaufwuchs in der ersten Vegetationsperiode nach der Installation der Anlage noch sehr schwach ausgeprägt war. Die Nutzung der Anlage I war ab 2009 gekündigt. An der Anlage II wurde im Zusammenhang mit der Entschlammung der größte Teil der Biomasse komplett mit Wurzeln entfernt. Hier lag daher der Focus der Untersuchung auf dem Nachweis der Entschlammung auf die Reinigungsleistung (2.4.2).

2.4.2 Untersuchung zur Wirkung der Entschlammung und Gehölzauflichtung auf die Reinigungsleistung der Anlage II

Die Entschlammung und Gehölzauflichtung der zwei hintereinander geschalteten Teiche der Retentionsanlage II wurde durch den zuständigen Wasser- und Bodenverband im Zeitraum Dezember 2008 bis März 2009 durchgeführt. Dazu wurde das kontinuierliche Monitoringprogramm vom 30.11.2008 bis 18.03.2009 unterbrochen. Mit der Entschlammung wurden der größte Teil der akkumulierten Sedimente und der pflanzlichen Biomasse entfernt und abtransportiert. Um die Entschlammung mit einem Bagger zu ermöglichen, wurde das zufließende Wasser abgepumpt. Nach der Entschlammung des oberen Teiches mussten die Arbeiten wegen starkem Frost eingestellt werden und konnten im unteren Teich erst im März wieder aufgenommen und beendet werden. Als Wiederbesiedlungspotenzial wurde in einem Teil des Randbereiches des oberen Teiches das ursprünglich anstehende Sediment mit amphibischer Vegetation ungestört belassen. Im Zuge der Entschlammung der Anlage II wurden in den Zulaufbereichen beider Teiche quer zur Fließrichtung Faschinen eingebaut, um eine bessere Verteilung des einströmenden Wassers zur gleichmäßigen Durchströmung der gesamten Teichfläche zu gewährleisten. Die Gehölzauflichtung erfolgte an den südlichen Rändern beider Teiche, um eine weitgehend volle Besonnung der Wasserkörper als Grundlage für die Besiedlung mit aquatischen Makrophyten zu erreichen (Abbildung 5).



Abbildung 5: Entschlammung und Einbau von Faschinen in der Retentionsanlage II

2.5 Kosten- Wirksamkeitsanalysen für einzelne Typen von Retentionsanlagen sowie für deren summarische Wirkung in Flusseinzugsgebieten

2.5.1 Grundlagen und Vorgehen

Die als Berechnungsgrundlage dienenden Pilotanlagen von Retentionsanlagen unterscheiden sich hinsichtlich der Bauart und der physikalischen Einflussgrößen, wie dem Wasser-Dränflächenverhältnis, dem Dränsystem oder der Wasser- und Nährstofffracht. Angesichts dieser Unterschiede sind die Pilotanlagen auch hinsichtlich ihrer absoluten Kosten heterogen.

Aus einer systematischen Betrachtung der vorkommenden räumlichen Verhältnisse und den unterschiedlichen Aufwendungen für die Pilotanlagen, lassen sich die folgenden drei Bautypen ableiten, auf deren Basis später die Kostenwirksamkeit verschiedener Anlagenverhältnisse ermittelt wird:

Bautyp I – Überstau durch Verwallung

Der Bautyp I (Abbildung A 3 und Abbildung A 4 sowie Abbildung 6) stellt die der Pilotanlage I entsprechende Bauform dar. Das Aufstauen einer Senke durch eine Verwallung führt immer zu einer Inanspruchnahme von Fläche. Wenn dadurch Ertragsausfälle verursacht werden, müssen bei dieser Bauvariante Opportunitätskosten berücksichtigt werden.

Bautyp II - Grabenaufweitung

Bei der Aufweitung eines Grabens (Abbildung A 5 und Abbildung A 6 sowie Abbildung 7) fallen umfangreichen Erdarbeiten an. Zudem wird Fläche beansprucht, sodass ggf. Flächen- und Opportunitätskosten anfallen können. Dieser Bauart entsprechen Pilotanlage II und IV.

Bautyp III – Reaktivierung von Senken

Bei dieser Bauvariante III (Abbildung 8) wird nach Möglichkeit eine direkt am Dränsammler liegende oder durch einen solchen gequerte Senke genutzt, welche vor der Nutzung als Reinigungsteich ausgebaggert wird. Da sich in der Praxis eine Verknappung landwirtschaftlicher Nutzfläche abzeichnen werden auch bei diesem Bautyp Opportunitätskosten veranschlagt.

Bautyp I und II unterscheiden sich nur durch die Art des Auslaufbauwerks. Während bei Bautyp I das Wasser durch einen Wall aufgestaut wird, erfolgt der Auslauf bei Bautyp III durch ein Wehr.

2.5.2 Vorgehen zur Bestimmung der Kostenwirksamkeit der Bautypen

Die Kostenwirksamkeit wird für jeden der drei Bautypen und jeweils für unterschiedliche Anlagenverhältnisse bestimmt. Dieses Vorgehen ermöglicht, erste Aussagen über das optimale Verhältnis von Drän- und Wasserfläche zu treffen. Die entsprechenden Rückhaltewerte werden dabei als Funktion dieses Anlagenverhältnisses bestimmt.

Auf der Wirkungsseite ist dabei die Annahme relevant, dass die Retentionsleistung der Anlage bei zunehmender Wasserfläche je Dränfläche steigt. Obwohl anzunehmen ist, dass die Frachtkonzentration oder -menge für den Wirkungsgrad der Anlage von Bedeutung ist, werden diese hier vernachlässigt. Frachtunabhängig wird für jedes Verhältnis von Wasserfläche zu Dränfläche eine konstante relative Retentionsleistung angenommen. Weitere Aussagen zum genauen Zusammenhang zwischen Anlagenverhältnis und Retentionsleistung können hier nicht gemacht werden. Um der Frage nach dem optimalen Anlagenverhältnis dennoch näher zu kommen, wird eine Retentionsfunktion basierend auf den Daten der Pilotanlagen sowie ergänzender Angaben aus der Literatur genutzt.

Auf der Kostenseite machen leichte Skaleneffekte die Suche nach einer optimalen Anlagengröße zur Bestimmung des besten Kosten-Wirkungsverhältnisses nötig. Diesen Umstand berücksichtigt die Berechnung unterschiedlich großer Retentionsanlagen für jede Bauvariante.

Zur Berechnung der Varianten wird stets von einer 100 ha großen Dränfläche ausgegangen. Dieser werden sechs unterschiedlich große Retentionsanlagen mit einer Wasserfläche zwischen 1000 und 25000 m² gegenüber gestellt. In der Berechnung werden somit Anlagenverhältnisse von 10, 50, 100, 150, 200 und 250 m² (also 0,1 – 2,5%) Wasserfläche je ha Dränfläche berücksichtigt. Für jedes Anlagenverhältnis wird schließlich eine frachtunabhängige Retentionsleistung berechnet, der die Kosten der Retentionsanlage unter Berücksichtigung von Bautyp und Anlagengröße zugeordnet werden können.

2.5.3 Berechnung der Kosten

Zur Ermittlung der Kosten werden die Retentionsanlagen als Investition, also als die „längerfristige Bindung finanzieller Mittel in Vermögenswerte“ (BECKER 2009, S. 37) betrachtet. Um die Kosten und darüber hinaus die Wirtschaftlichkeit einer Investition zu beurteilen, ist eine Investitionsplanung notwendig. Im Rahmen der Investitionsplanung wird eine Kostenaufstellung gemacht. Für jeden Bautyp werden Bau- und Betriebskosten bestimmt.

Die Kosten der Retentionsanlagen werden je m² Wasserfläche und je ha Vorteilsfläche berechnet. Die Kosten je m² Wasserfläche ermöglichen einen Vergleich von Retentionsanlagen untereinander. Durch eine Berechnung der Kosten je ha Vorteilsfläche können Retentionsanlagen mit flächenbezogenen Maßnahmen (z.B. Agrarumweltmaßnahmen) verglichen werden, die durch Bewirtschaftungsauflagen zu einer Reduktion des Nährstoffaustrags führen sollen.

Soweit nicht anders vermerkt basiert die Kostenkalkulation auf der Kostenschätzung des Ingenieurbüros für Landschaft und Wasser (LAWA) welche für vergleichbare Baumaßnahmen angefertigt wurde und damit in weiten Teilen auf die hier definierten Bautypen übertragbar ist. Die Aufstellung der einzelnen Kostentitel findet sich in der Tabelle A 20 des Anhangs. Die ermittelten Kostenkomponenten und Mengen wurden aus den Erfahrungen mit den Pilotanlagen an die Bautypen angepasst. Zusätzlich standen Angaben des Wasser- und Bodenverbandes (WBV) Stöbber-Erpe und des Landschaftspflegeverbandes Untere Spree zur Verfügung. Im Folgenden werden die Kostenkomponenten der Retentionsanlagen beschrieben und die ermittelte Spannweite der Kosten dargestellt. Eine detaillierte Aufstellung je Bautyp und Variante folgt in Kapitel 3.6.

2.5.3.1 Baukosten

Generell können beim Bau Kosten für Baustelleneinrichtung, Erdarbeiten, Wasserhaltungsarbeiten, Rodungsarbeiten und Teicheinrichtung anfallen. Diese Kostenpunkte werden in bautypenunabhängige- und bautypenabhängige Kosten sowie in ausschließlich von der Wasserfläche abhängige Kosten gegliedert.

Pauschal werden 10 % der Baukosten für Planung, Überwachung und Koordination des Anlagenbaus veranschlagt.

Baukostenschätzung – Bautyp unabhängige Kosten

Die Kosten der Wasserhaltungsarbeiten (Tabelle A 20, Titel 1) sind weitgehend vom gewählten Bautyp unabhängig und pauschal mit 550 € angesetzt worden.

Baukostenschätzung – Bautyp abhängige Kosten

Die Kosten für die Baustelleneinrichtung, die Rodungsarbeiten und die Erdarbeiten variieren je nach Bautyp. Die **Baustelleneinrichtung** (Tabelle A 20, Titel 2) werden bei den Bautypen I und II mit 2.820 € sowie beim Bautyp III mit 1.430 € veranschlagt.

Vor allem bei den Bautypen I und II können **Rodungsarbeiten** (Tabelle A 20, Titel 3) anfallen. Für Rodungsarbeiten und die nachträglichen Verschönerungen werden 750 € veranschlagt. Bei Bautyp III, der auf bereits existierende feuchte Senke zurückgreift, wird dieser Kostenpunkt vernachlässigt. Tabelle 2 zeigt die Kostenkomponenten für Baustelleneinrichtung und Rodungsarbeiten je nach Bautyp.

Tabelle 2: Bautyp abhängige Kosten: Baukostenkomponenten der Baustelleneinrichtung und der Rodungsarbeiten

		Beinhaltete Kostenkomponenten	Bautyp I	Bautyp III	Bautyp III
Titel 2	Baustelleneinrichtung	2.1 Baustelle einrichten	1.500,00€	1.500,00€	500,00€
		2.2 Baustelle räumen	250,00€	250,00€	250,00€
		2.3 Dokumentation	100,00€	100,00€	100,00€
		2.4 Kennzeichnung der Baustelle	30,00€	30,00€	30,00€
		2.5 Bestandsplan anfertigen	150,00€	150,00€	150,00€
		2.6 Bauschild aufstellen/ abbauen	300,00€	300,00€	300,00€
		2.7 Baustellenzaun	240,00€	240,00€	-
		2.8 Bestandsplan anfertigen	250,00€	250,00€	250,00
				Σ 2.820,00€	Σ 2.820,00€
Titel 3	Rodungsarbeiten	3.1 Hecken und Buschwerk roden	250,00 €	250,00 €	-
		3.2 Bäume fällen/ Wurzelstöcke roden	500,00 €	500,00 €	-
			Σ 750,00€	Σ 750,00€	-

Besonders hinsichtlich der Erdarbeiten (Tabelle A 20, Titel 4) unterscheiden sich die Bautypen. Die Kostenhöhe dieses Arbeitsschrittes variiert je nach Bautyp stark. Da die Kosten für Erdarbeiten mit zunehmender Anlagengröße je m² WF abnehmen, wird an dieser Stelle die Spannweite der Kosten für Retentionsanlagen zwischen 1000 und 25000 m² angegeben.

Dabei belaufen sich die Kosten für Erdarbeiten beim Bautyp I auf 6,99 €/m² WF bei einer Anlage mit 1000 m² Wasserfläche und auf 4,95 €/m² WF bei einer Anlage mit 25000 m² WF (Tabelle A 21).

Der Bautyp II (Grabenaufweitung) erfordert den vollständigen Aushub des Beckens einer Retentionsanlage da nicht auf einen bereits existierenden Teich zurückgegriffen werden kann. Die Kosten belaufen sich auf 11,79 €/ m² WF bei einer Anlage mit 1000 m² und auf 10,82 €/ m² WF bei einer Anlage mit 25000 m² WF (Tabelle A 22).

Eine Entschlammung oder Sedimententnahme, wie sie bei Bautyp III (Reaktivierung von Senken) notwendig ist, beläuft sich unabhängig von der Anlagengröße auf 6,4 € je m² Wasserfläche und entspricht den Kosten die zur regelmäßigen Entschlammung aller Retentionsanlagen anfallen (Tabelle A 23). Die Kosten der Entschlammung zu Instandhaltungszwecken werden den Betriebskosten zugerechnet.

In welchem Umfang die einzelnen Komponenten der Erdarbeiten anfallen, ist aus

Abbildung A 3 bis Abbildung A 6 und der Kostenaufstellung der Erdarbeiten aus dem Anhang zu entnehmen.

Baukostenschätzung – Wasserflächenabhängige Kosten

Neben den oben genannten Kosten fallen bei Retentionsanlagen Kosten für Strömungsleiteinrichtungen (Tabelle A 20, Titel 5) in Abhängigkeit von der Wasserfläche an. Zusätzlich müssen die Kosten für eine Initialbepflanzung berücksichtigt werden.

Um dem Wertverlust der Retentionsanlage Rechnung zu tragen, werden die Baukosten abgeschrieben und auf die Nutzungsdauer verteilt. Die Höhe der **Abschreibung** richtet sich nach der Nutzungsdauer. Gemäß den **Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen** (KVR-Richtlinien) der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2005) wird für Sedimentationsbecken und Stauteiche eine durchschnittliche technische Nutzungsdauer von 80-100 Jahren angegeben. Bei der Befragung von Experten wurden 50 Jahre als realistisch erachtet.

Bei der Gewährung öffentlicher Fördermittel für den Bau von Retentionsanlagen wird i. d. R. eine mindestens 12 Jahre dauernde dem Verwendungszweck entsprechende Nutzung vorausgesetzt.

Um diesen unterschiedlichen Werten Rechnung zu tragen, werden alle drei verschiedenen Nutzungszeiträume (12, 50 und 80 Jahre) zu Grunde gelegt. Die Berechnungsergebnisse für eine Nutzungsdauer von 12 bzw. 80 Jahren werden im Anhang aufgeführt.

Da nicht davon auszugehen ist, dass sich der jährliche Wertverlust im Zuge der Nutzungsdauer verändert, werden die Retentionsanlagen linear abgeschrieben. Dabei wird der jährliche Wertverlust in gleich bleibenden Raten dem jeweiligen Nutzungsjahr zugerechnet (WÖHE et al. 2008, S.752ff.). Zur Berechnung der Kapitalkosten wird ein kalkulatorischer Zins von 3,5 % p.a. angenommen.

2.5.3.2 Betriebskosten

Die dem Naturraum angepasste Bauweise von Retentionsanlagen dient neben ökologischen Vorteilen auch der Reduktion von Betriebskosten. Doch trotz der Anpassung an standörtliche Gegebenheiten, wie z.B. dem Geländere relief, wodurch technische Betriebskosten für Pumpen weitgehend vermieden werden können, fallen nicht unerhebliche Betriebskosten an.

Zur Kalkulation der Betriebskosten werden zunächst vier relevante Kostenpunkte betrachtet:

- Immobilien bezogene Betriebskosten,
- Entnahme der pflanzlichen Biomasse,
- Sedimententnahme aus der Anlage,
- Abschreibungskosten der Anlage.

Darüber hinaus fallen aber auch Kosten für die Instandhaltung der Anlage, wie z. B. zur Erneuerung von Strömungsleiteinrichtungen an. Zudem müssen gegebenenfalls für Ertragsausfälle durch Nutzung zuvor bewirtschafteter Flächen Opportunitätskosten berücksichtigt werden.

Immobilien bezogene Betriebskosten (Tabelle 3, Titel 6.1) fallen dann an, wenn beim Bau einer Retentionsanlage nicht ausschließlich auf bereits bestehende Teiche bzw. auf Flächen, deren landwirtschaftliche Nutzung unwirtschaftlich ist, zurückgegriffen werden kann. Die Flächenverfügbarkeit ist häufig eingeschränkt. Aktuell zu beobachtende Entwicklung des Anbaus nachwachsender Rohstoffen lässt voraussichtlich eine weitere Verknappung der Nutzfläche erwarten. Da aus diesen Marktentwicklungen Preisschwankungen zu erwarten sind, wurde hier mit einer Kompensation durch den Pachtzins angenommen. Kosten der Flächenbereitstellung gehen als Pachtzins in die Berechnung ein, wobei der mittlere Pachtzins für Landbaugebiete unterschiedlicher Qualität im Land Brandenburg im Wirtschaftsjahr 2008/2009 mit 95 € je Hektar Ackerfläche (MLUV 2010, S. 43) angenommen wurde.

Wird Fläche zum Bau einer Retentionsanlage aus der Produktion genommen, sind für den Fall, dass der Landwirt Eigentümer ist, neben Kosten für die Fläche auch die **Opportunitätskosten** (Tabelle 3, Titel 6.2) durch den Ertragsausfall zu berücksichtigen. Der zuvor auf der jeweiligen Fläche erzielte Deckungsbeitrag kann als die Kosten des entgangenen Nutzens interpretiert werden. Da die Bestimmung des exakten Deckungsbeitrags einen Aufwand nach sich zöge, der in keinem Verhältnis zum Informationsgewinn stünde, wird für die hier angestellte Betrachtung der durchschnittliche Deckungsbeitrag für das Land Brandenburg von 306 € je ha im Jahr 2008/09 (MLUV 2010, S. 30) angesetzt.

Einen nicht zu vernachlässigenden Kostenpunkt stellt die **Entschlammung** (Tabelle 3, Titel 6.3) der Anlagen dar. Sie wird notwendig wenn das nutzbare Speichervolumen infolge von Sedimenteinträgen in die Anlage oder durch Sedimentation aus der Biomasse der Anlage zu gering geworden ist. In den Kostenberechnungen ist ein Entschlammungsintervall von 20 Jahren berücksichtigt worden. Hier wird angenommen, dass die Kosten der Entschlammung den Erdarbeitskomponenten „Sedimententnahme“ und „Verteilung des Sediments“ entsprechen. Im Falle belasteten Bodenaushubs fallen statt der Kosten für den Wiedereinbau des Aushubs Entsorgungskosten an. Eine Entschlammung geht meist mit der Erneuerung der Strömungsleiteinrichtungen einher, da diese bei dem Eingriff mit dem Sediment ausgebaggert werden. Nach der Entschlammung muss die Anlage nicht wieder neu bepflanzt werden, sofern die Pflanzen auf Initialflächen belassen werden, von denen aus die Teichfläche wieder bewächst.

Sofern die **Entfernung pflanzlicher Biomasse** (Tabelle 3, Titel 6.4) durch Mahd und Entnahme vorgenommen wird fallen regelmäßig Kosten an wobei hier eine Mahd im Abstand von 1 – 2 Jahren angenommen wird. Diese Kosten können durch eine gezielte Gestaltung der Anlage gesenkt werden. Die Anlage sollte mit einer Breite angelegt werden, die maximal der doppelten Reichweite vorhandener bzw. üblicher Mähtechnik für Grabensysteme entspricht, und über beidseitig befahrbare Ufer verfügen. Dann kann von Kosten der normalen Grabenmahd in der Höhe von 0,08-0,1 € je m² Wasserfläche ausgegangen werden (mdl. Mitteilung WBV Stöbber-Erpe und Landschaftspflegeverbands Untere Spree). Um der abnehmenden Relevanz der Rüstzeiten mit zunehmender Anlagengröße bei den Pilotanlagen und den Bauvarianten Rechnung zu tragen, werden Anlagen mit einer Wasserfläche von unter

5000 m² mit 0,1 €/m² (Tabelle 3, Titel 6.4.1), Anlagen zwischen 5000 und 15000 m² Wasserfläche mit 0,09 €/m² (Tabelle 3, Titel 2.4.2) und größere Anlagen mit 0,08 €/m² (Tabelle 3, Titel 6.4.3) veranschlagt. Bei breiteren Anlagen müssen Mähboote eingesetzt werden (Tabelle 3, Titel 6.4.4) und es ist mit Kosten von bis zu 0,5 € je m² Wasserfläche zu rechnen.

Eine Nutzung der entnommenen Biomasse ob kompostiert zur Düngung oder in einer Biogasanlage ist umstritten, da der Transportaufwand der relativ geringen Mengen als nicht effizient erscheint.

Wird auf die Entfernung pflanzlicher Biomasse verzichtet, entfallen die Kosten für die Mahd, aber gleichzeitig ist von einer Verkürzung des Entschlammungsintervalls infolge des erhöhten Sedimentationsanteils aus der abgestorbenen Biomasse auszugehen. Eine entsprechende Alternative ist in der Kostenkalkulation berücksichtigt.

Für **Instandhaltungsmaßnahmen** (siehe Tabelle 3, Titel 6.5) fallen etwa alle 20 Jahre bzw. nach jeder Entschlammung Kosten in Höhe von 0,15 €/m² zur Erneuerung der Strömungsleiteinrichtung an. Die Leiteinrichtungen sind infolge der starken Wasserstandsschwankungen geschädigt oder werden bei der Entschlammung beschädigt.

Kosten für Wartung und Instandhaltung der Zu- und Ablaufbauwerke entstehen in der Regel auch bei einer sehr langen Nutzungsdauer nicht.

Tabelle 3: Mögliche Betriebskostenkomponenten und deren Kosten je 10 m² WF und je 10 m² WF je Jahr von Retentionsanlagen

		Titel	Kostenkomponente	€/10m ² WF	Intervall	€/10m ² Jahr	Quelle
Betriebskostenkomponenten der Pilotanlagen	Kostenkomponenten eines Reinigungsteichs	6.1	Immobilien bezogene Betriebskosten	0,10	jährlich	0,10	MLuv 2010
		6.2	Opportunitätskosten	0,31	jährlich	0,31	MLuv 2010
		6.3	Entschlammung	80,00	20 Jahre	4,00	LAWA
		6.4	Entfernung pflanzlicher Biomasse				WBV Stöbber- Erpe & Landschafts- pflegeverband
		6.4.1	vom Ufer aus (WF < 5000 m ²)	1,00	jährlich	1,00	
		6.4.2	vom Ufer aus (WF 5000 m ² - 15000 m ²)	0,90	jährlich	0,90	
		6.4.3	vom Ufer aus (WF > 15000 m ²)	0,80	jährlich	0,80	Untere Spree
		6.4.4	vom Boot aus	5,00	jährlich	5,00	
		6.5	Strömungsleiteinrichtungen	3,00	20 Jahre	0,15	LAWA

2.5.4 Methodisches Vorgehen zur Ermittlung der Wirkung

Um die Kosten je m² Wasserfläche bei unterschiedlichen Anlagenverhältnissen einem Nährstoffrückhalt gegenüber stellen zu können, muss neben den Kosten der Wirkungsgrad in Abhängigkeit der Anlagenverhältnisse bekannt sein. Die Wirkung der Retentionsanlagen wird durch deren Stoffrückhalt von Stickstoff (S) und Phosphor (P) beschrieben. Der Wirkungsgrad von Retentionsanlagen hängt allerdings auch von vielen Parametern, wie z. B. den Nährstoffausträgen aus dem Dränsystem und der daraus resultierenden Nährstofflast der Retentionsanlage ab. Bei der praktischen Umsetzung sind Kenntnisse über die tatsächlich zu erwartenden Nährstofflasten jedoch kaum verfügbar oder müssten mit aufwendigen Messprogrammen oder modellbasierten Schätzungen ermittelt werden. Darüber hinausgehende prozessrelevante Zusammenhänge, wie beispielsweise die Nährstoffkonzentration im Dränwasser, die Bodenart der Retentionsanlage oder der Bewuchs der Anlage werden nicht berücksichtigt da hier nur von optimal eingerichteten Anlagen

ausgegangen werden kann. Zudem wird angenommen, dass die Bauvariante keinen Einfluss auf die Retentionsleistung der Anlage hat.

Zur Ableitung einer Retentionsfunktion wird jedoch vorausgesetzt, dass die Retentionsleistung einer optimal gestalteten Retentionsanlage mit der Verweilzeit des Dränwassers steigt. Daher wird das Verhältnis von Vorteilsfläche des Dränsystems zu der Fläche der Retentionsanlage stellvertretend für die Wasserverweilzeit gewählt. Auf der Grundlage der Ergebnisse aus den untersuchten Pilotanlagen und weiteren aus der Literatur entnommenen Ergebnissen von vergleichbaren Anlagen, wurde eine Retentionsfunktion abgeleitet, die den Wirkungsgrad als Funktion des Verhältnisses der Flächen der Retentionsanlage und des Dränsystems abbildet.

2.5.5 Kosten-Wirksamkeitsanalyse

Um die Kosteneffizienz von Umweltmaßnahmen zu ermitteln, stehen im Wesentlichen drei Verfahren zur Verfügung, die sich hinsichtlich der Vorgehensweise und der zu Grunde liegenden Fragestellung stark unterscheiden. Dies sind die Kosten-Nutzen-Analyse, die Kosten-Wirksamkeitsanalyse sowie die Nutzwertanalyse. Wegen der in Anhang III der WRRL geforderten Vorgabe der Auswahl der kostenwirksamsten Maßnahme bzw. Maßnahmenkombination zur Umsetzung der Umweltziele (RICHTLINIE 2000/60/EG, 2000) und weil eine monetäre Bewertung des Nutzens, wie es für die Kosten-Nutzen-Analyse erforderlich ist, im Rahmen des Projektes nicht möglich ist, wird im Folgenden nur die Kosten-Wirksamkeitsanalyse vorgestellt.

Die Kosten-Wirksamkeitsanalyse (KWA) ist ein ingenieurwissenschaftliches Instrument, mit dessen Hilfe die kosteneffizienteste Maßnahme zur Umsetzung eines vorgegebenen Ziels ausgewählt werden kann. Die KWA findet von daher besonders bei exogen vorgegebenen Zielen Anwendung (WICKE et al. 1991, S.116), wie es bei den Zielvorgaben der WRRL der Fall ist. Dabei werden sämtliche monetär erfassbaren Kosten berücksichtigt. Von Vorteil ist, dass die Probleme, die mit der Monetarisierung verbunden sind, umgangen werden. Die quantifizierbaren Kosten werden schließlich den nicht monetär quantifizierbaren Maßnahmenwirkungen gegenübergestellt. Als Bezugsgröße dienen in der Regel physische Größen, so dass sich als Quotient von Kosten und Wirksamkeit z.B. Stickstoffreduktion in kg je Geldeinheit pro Jahr ergibt. Eine KWA ermöglicht die relative Bewertung von Maßnahmen oder Maßnahmenbündeln. Die absolute Effizienz ist jedoch nicht anhand einer KWA festzustellen. Der Vorteil der KWA ist die methodisch einfache Durchführung (BÖHM et al. 2002, S.12 und S.19).

Da bei der KWA auf die Monetarisierung des Nutzens verzichtet werden kann, eignet sich diese Bewertungsmethode zur Ermittlung der Kosteneffizienz landwirtschaftlicher Nährstoffreduzierungsmaßnahmen.

Kritisch zu betrachten ist, dass die KWA die Kosten einer Maßnahme in voller Höhe einer Wirkung zuordnet. Sobald eine Maßnahme mehrere Effekte (z.B. N- und P-Rückhalt) erzielt, stellt sich die Frage, welcher Anteil der Gesamtkosten welchem Effekt zuzuordnen ist. Werden unterschiedlichen Wirkungen jeweils die gesamten jährlichen Kosten zugeordnet, so wird deutlich, dass die resultierende Kosten-Wirksamkeit lediglich zur relativen Bewertung der ökologischen Leistung herangezogen werden kann, da durch die isolierte Betrachtung eines Effektes eine tendenzielle Überbewertung stattfindet.

2.5.6 Methoden zur Ermittlung der Grenzkosten der Nährstoffretention

Einer Antwort auf die Frage, wie viel die Retention eines kg Stickstoffs letztendlich kosten „darf“, lässt sich über verschiedene Methoden näher kommen. Gemäß der Forderung der WRRL muss der Nährstoffrückhalt, um das Gewässer wieder in einen guten ökologischen

Zustand zu bringen, kosteneffizient erfolgen. Es muss also die Methode zur Vermeidung von Nährstoffeinträgen in Oberflächengewässer gewählt werden, welche die gewünschte Wirkung auf kostengünstigstem Wege erzielt. Um nicht in Ermangelung kostengünstiger Alternativen eine exorbitant teure Maßnahme durchführen zu müssen, kann man fragen bis zu welchem Wert es sinnvoll ist, Nährstoffretentionsmaßnahmen durchzuführen. Dazu könnte man theoretisch den Nutzen des vermiedenen N-Eintrags in Gewässer ökonomisch bewerten. Alle Maßnahmen deren Kosten geringer sind als der ermittelte Nutzen würden als legitim betrachtet werden können. Da eine monetäre Erfassung des Nutzens aber kaum möglich ist, werden im Folgenden zwei Verfahren vorgestellt durch die ein alternativer Vergleichswert ermittelt werden kann.

Zur Ermittlung der Grenzkosten der Nährstoffretention durch andere Nährstoffreduzierungsmaßnahmen werden zwei Verfahren angewendet. Einerseits die Betrachtung von Ersatzkosten durch ein technisches bzw. ein politisches Substitut. Dabei wird der Wert einer ökologischen Leistung anhand der günstigsten Alternative zur Erbringung derselben ökologischen Leistung ermittelt. Dazu muss die ökologische Leistung des Substituts möglichst genau der Leistung der zu bewertenden natürlichen Ressource entsprechen (HARTJE et al. 2003, S.67ff.).

Andererseits wird mit Hilfe der Kontingenten Bewertung, durch welche die Zu- bzw. Abnahme eines bestimmten Guts durch direktes Befragen der Betroffenen auf einem hypothetischen Markt monetär bewertet wird (HARTJE et al. 2003) die Zahlungsbereitschaft dargestellt. Die Kontingente Bewertung ist in vielen Kontexten das einzige Verfahren, welches zur Nutzenschätzung herangezogen werden kann. Im Bereich der Umweltpolitik ist diese Methode fast immer einsetzbar (PEARCE et al. 1990).

Als Bewertungseinheit gilt jeweils der Nährstoffrückhalt in kg. Für jede der genannten Methoden werden Daten aus der Literatur herangezogen.

Generell ist zu berücksichtigen, dass alle diese Bewertungsansätze nur eine Schätzung des Werts ökologischer Leistungen darstellen, da nie alle Nutzenkomponenten erfasst werden können. Auch die Retentionsanlagen werden nur hinsichtlich deren Retentionsleistung von Stickstoff und Phosphor betrachtet. Weitere positive Effekte, beispielsweise als Lebensraum für Flora und Fauna oder als Erholungsraum gehen nicht in die Bewertung ein.

In Kapitel 3.6.4 werden Ersatzkosten von technischen und politischen Substituten zur N-Retention aufgezeigt.

2.6 Wirkung von Nährstoff-Retentionsanlagen in Einzugsgebieten und deren Kosten

Die Wirkung von Nährstoff-Retentionsanlagen in Einzugsgebieten wurde anhand von verfügbaren Daten des Umweltbundesamtes (UBA 2010) zu Nährstoffeinträgen in die Gewässer ausgewählter großer Flussgebietseinheiten in Deutschland abgeschätzt. Die Nährstoffeinträge liegen dort für verschiedene mehrjährige Perioden und für alle relevanten Eintragspfade vor.

Die Wirkung von Nährstoff-Retentionsanlagen auf die gesamten Stickstoff- und Phosphoreinträge wurde überschläglich für von Einträgen aus Dränsystemen geprägte Flussgebietseinheiten kalkuliert. Für den Berechnungsansatz wurde angenommen, dass in jedem Flussgebiet jeweils sämtliche Dränabflüsse Retentionsanlagen zugeführt werden können. Gleichzeitig wurde die Annahme getroffen, dass die Retentionsanlagen in allen Fällen die Stofffrachten reduzieren und in der Jahressumme nicht als Stoffquelle wirken. Die in der Kalkulation für die Funktion der Retentionsanlagen verwendeten Wirkungsgrade basieren auf den Mittelwerten, die für die einzelnen Bilanzjahren an den im Projekt

untersuchten Pilotanlagen ermittelt wurden. Für den Rückhalt von Stickstoff und Phosphor wurden die mittleren Wirkungsgrade differenziert nach der Größe des direkten Rückhalts, der sich zwischen Zu- und Ablauf einer Retentionsanlage ergibt, und nach dem Gesamtrückhalt, der insbesondere die Berücksichtigung von Frachtströmen zwischen Grundwasser und Retentionsanlage einschließt.

Dieselbe Datenbasis wurde unter dem Gesichtspunkt der Kosteneffizienz von Retentionsanlagen mit den Ergebnissen der Kosten-Wirkungsanalyse (vergleiche dazu Kapitel 2.5) analysiert. Aus der Dränfläche und dem Nährstoffeintrag wurde zunächst eine mittlere Nährstofffracht aus den Dränsystemen einer Flussgebietseinheit in kg pro Jahr berechnet. Anhand dieser Fracht können die Kosten und der Wirkungsgrad der preiswertesten und teuersten Variante kosteneffizienter Anlagenverhältnisse und deren Retentionsleistungen ermittelt werden. Unter der Annahme, dass die drei Bautypen zu gleichen Teilen realisiert werden können, ergeben sich die für die Stickstoffretention entstehenden Kosten für jeden Bautyp im gesamten Einzugsgebiet.

2.7 Verallgemeinerung der Ergebnisse zur Wirkungsweise von Retentionsanlagen – Ableitung Retentionsfunktionen

Die Verallgemeinerung der aus den Untersuchungen an den Pilotanlagen gewonnen Erkenntnissen wurde auch unter Hinzuziehung der Literatur vorgenommen.

Zunächst wurden aus Werten zum Rückhalt der Nährstofffrachten, die aus den Messungen an den Pilotanlagen abgeleitet wurden (siehe Kapitel 2.2.3) und die aus der Literatur für vergleichbare Anlagen verfügbar sind, die Retentionsfunktionen entwickelt. Diese quantifizieren die Zusammenhänge zwischen dem Flächenverhältnis (Anlagenfläche zur Dränfläche) sowie der Dränfracht und der Retention. Die Funktionen wurden für die Analyse der Kosten und Wirkungen von Retentionsanlagen verwendet und sind zur Orientierung für die Bemessung von Anlagen verfügbar.

3 Ausführliche Darstellung der wichtigsten Ergebnisse

3.1 Realisierung von Grundvarianten für Retentionsanlagen

Mit den vier eingerichteten Pilotanlagen von Nährstoff-Retentionsanlagen (Tabelle 4) konnten drei mögliche Grundvarianten von Retentionsanlagen realisiert und bereits ein Großteil der tatsächlich möglichen Varianten beschrieben werden. Die Grundvarianten lassen sich wie folgt charakterisieren:

- a) Verwallung (Abbildung 6): Eine Niederung oder Teile davon, an deren Rand ein oder mehrere Dränsammler ausmünden, werden durch eine Verwallung so weit geschlossen, dass die Niederung durch das zufließende Dränwasser überstaut wird. Dabei kann das für die Verwallung benötigte Erdmaterial zumindest teilweise durch das bei bedarfsweisen geringen Vertiefungen oder partiellen Bodenabträgen anfallende Material bereitgestellt werden (Retentionsanlage I).
- b) Grabenaufweitung (Abbildung 7): Ein Graben, der hauptsächlich Wasser aus Dränsystemen abführt oder der nach Kappung eines Dränsammlers zur Ableitung des Dränwassers angelegt wird, wird über eine größere Länge seitlich erheblich erweitert, teichähnlich gestaltet und bei Bedarf und Möglichkeit angestaut (Retentionsanlage II und IV).
- c) Senkenreaktivierung (Abbildung 8): Vorhandene natürliche feuchte Senken, wie Sölle oder Geländedepressionen werden zur Einspeisung und temporären Speicherung von Dränabflüssen aus nahegelegenen Dränsystemen genutzt. Bei Bedarf werden die

oberen vorwiegend organischen Bodenschichten oder ggf. auch die darunterliegenden älteren Sedimente abgetragen, um bereits akkumulierte Nährstoffe zu entfernen und die Senke zu vertiefen und dadurch günstigere Ausgangsbedingungen für die Rückhalt- und Reinigungsleistung der Anlage zu erreichen (Retentionsanlage III).

Nur für zwei der vier installierten Retentionsanlagen wurden landwirtschaftliche Nutzflächen in Anspruch genommen. In den anderen Fällen konnten Standorte in Geländedepressionslagen mit kommunal bzw. forstlich genutzten Flächen, die für landwirtschaftliche Zwecke nicht wirtschaftlich nutzbar waren, für die Realisierung der Retentionsanlage verwendet werden.

Grabenaufweitung; ein Messprogramm zur Beobachtung der Anlage bestand jedoch nicht. Zum Projektstart wurde eine gut entwickelte Teichvegetation und eine im Mittel 0,6 m starke Sedimentschicht in der Anlage vorgefunden, die zunächst unverändert belassen wurden. Im Rahmen der Installation der Messtechnik wurde der Wasserstand durch den vom Messwehr am Anlagenablauf bewirkten Anstau aber um ca. 30 cm angehoben. Bei der Retentionsanlage IV mussten das im Rahmen dieses Projektes neu angelegte Gewässer mit Makrophyten aus nahegelegenen Gewässern geimpft werden. Die Gestaltung der Anlagen und die erforderlichen Baumaßnahmen wurden durch den Wasser- und Bodenverband „Stöbber-Erpe“ bzw. dem Landschaftspflegeverband „Untere Spree“ realisiert (vergleiche auch Kapitel 1.1.3).

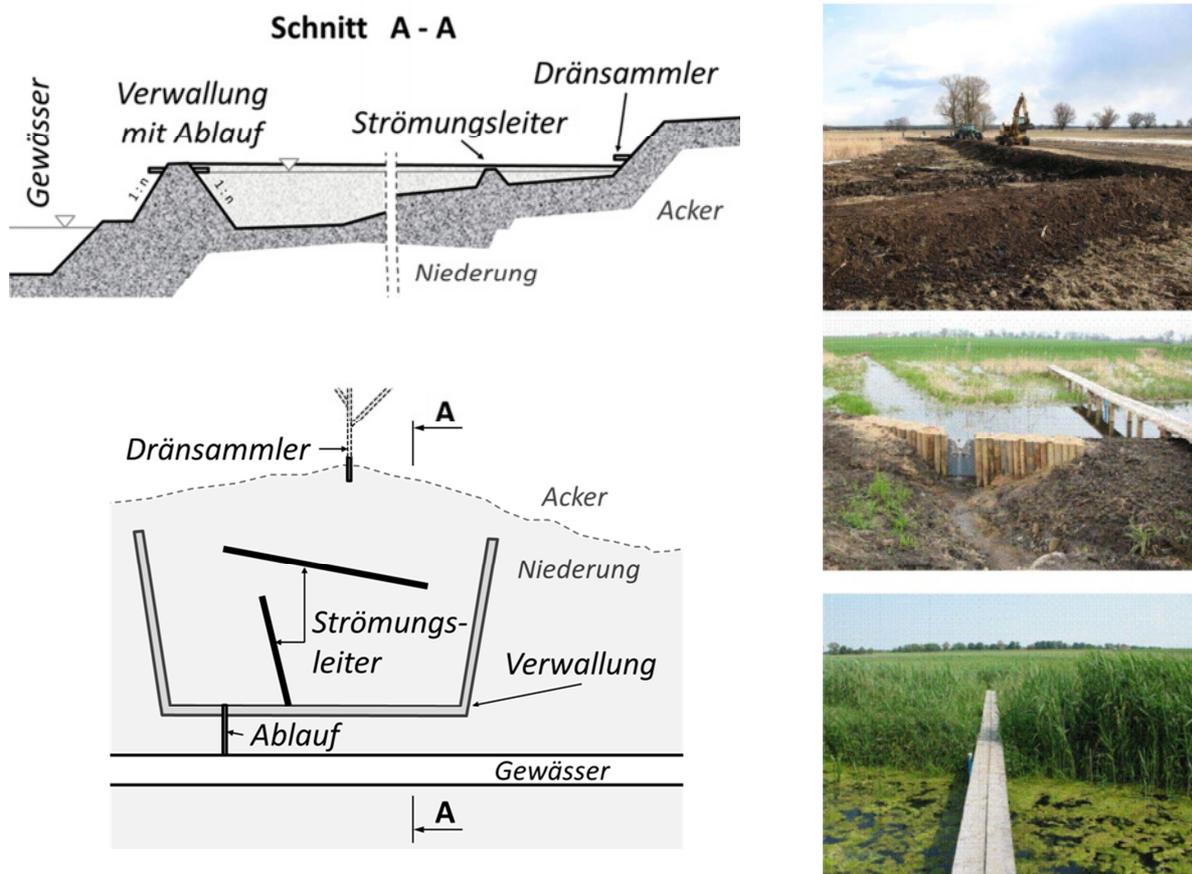


Abbildung 6: Grundvariante einer Retentionsanlage „Verwaltung“, Fotos: Retentionsanlage I mit Dränsystem beim Bau, im Winter sowie im Frühjahr und Sommer danach

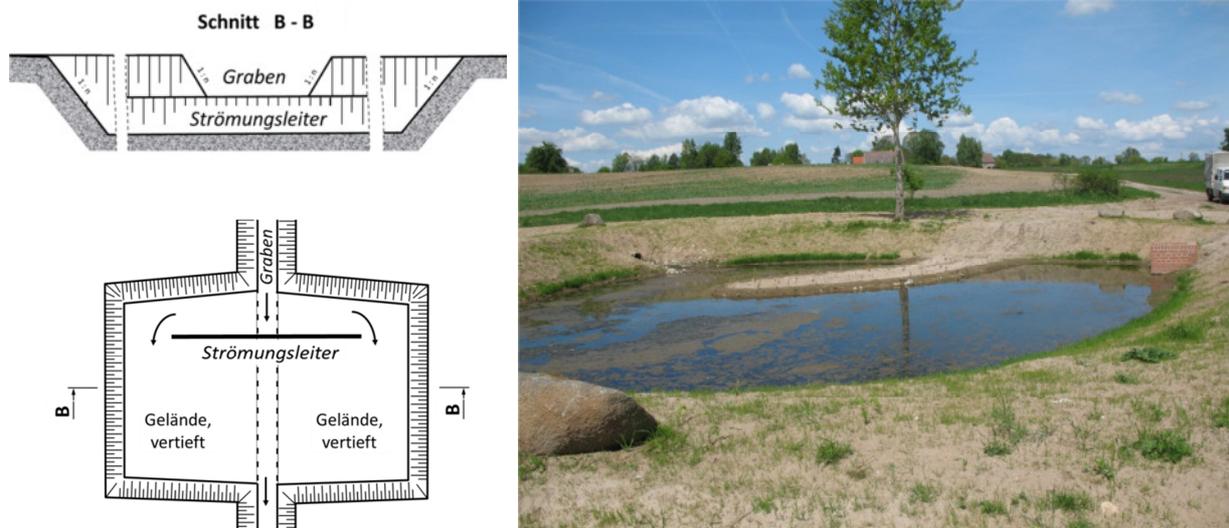


Abbildung 7: Grundvariante „Grabenaufweitung“, Foto: Retentionsanlage IV mit Kappung eines Dränsammlers und Aufweitung des dabei entstandenen Grabens nach dem Bau



Abbildung 8: Grundvariante einer Retentionsanlage „Senkenreaktivierung“, Foto: Retentionsanlage III nach der Einrichtung

Die Flächen der Retentionsanlagen wurden entsprechend den vorgefundenen örtlichen Gegebenheiten mit einem größtmöglichen Verhältnis zwischen der möglichen Wasserfläche und der Vorteilsfläche des Dränsystems sowie einem möglichst geringen Bauaufwand gestaltet.

Beim Bau der Anlagen I und III wurden die Sedimententnahmen auf ein erforderliches Minimum beschränkt, um die vorhandene Vegetation zumindest auf Initialstandorten für eine Neubesiedlung erhalten zu können. Die Retentionsanlage II entstand bereits 1992 durch eine Grabenaufweitung; ein Messprogramm zur Beobachtung der Anlage bestand jedoch nicht. Zum Projektstart wurde eine gut entwickelte Teichvegetation und eine im Mittel 0,6 m starke Sedimentschicht in der Anlage vorgefunden, die zunächst unverändert belassen wurde. Im Rahmen der Installation der Messtechnik wurde der Wasserstand durch den vom Messwehr

Tabelle 4: Detaillierte Charakteristika der untersuchten Pilotanlagen (Vegetationszonierungen im ersten Jahr der Untersuchung)

	Retentionslagen	Prädikow I	Heinersdorf II	Dünne Wiese III	Grunow IV
	Vorteilsfläche	34 ha	185 ha	15 ha	30 ha
Dränsystem	Typ	Systematische Rohrdränung	Bedarfsdränung	Systematische Rohrdränung	Systematische Rohrdränung
	Standorte (nach SCHMIDT, R. & R. DIEMANN, 1981)	Sand der ebenen bis kuppigen Platten mit Tieflehm z.T. Decklehmsand	Sand und Tieflehm der ebenen bis kuppigen Platten sowie Hügel	Durchgehend "besserer" Sand der ebenen bis kuppigen Platten sowie Hügel	Sand der ebenen bis kuppigen Platten mit Tieflehm z.T. Decklehmsand
		Tieflehm und Lehm der ebenen bis welligen Platten und Hügel	Bändersand, lehmunterlagerter Sand und Sand der ebenen und welligen Platten		Tieflehm und Lehm der ebenen bis welligen Platten und Hügel
	max. Wasserfläche	5,277 m ²	2,095 m ²	646 m ²	292 m ²
max. Wasservolumen	1,281 m ³	600 m ³	311 m ³	315 m ³	
max. Wassertiefe	0.92 m	0.85 m	1.12 m	1.54 m	
mittl. Wassertiefe	0.18 m	0.37 m	0.48 m	0.90 m	
max. Wasserfläche / Vorteilsfläche	155 m ² /ha	11 m ² /ha	43 m ² /ha	10 m ² /ha	
max. Wasservolumen / Vorteilsfläche	38 m ³ /ha	3 m ³ /ha	21 m ³ /ha	10 m ³ /ha	
Uferlänge/Wasserfläche	902 m/ha	1,246 m/ha	1,517 m/ha	2,380 m/ha	
aquatiscche Zone	648 m ²	1,263 m ²	415 m ²	246 m ²	
amphibische Zone	4,629 m ²	832 m ²	231 m ²	46 m ²	
Retentionsanlage	Standort (nach SCHMIDT, R. & R. DIEMANN, 1981)	Torf über Sand und Torf über Mudde	Sand und Tieflehm der ebenen bis kuppigen Platten sowie Hügel	Durchgehend "besserer" Sand der ebenen bis kuppigen Platten sowie Hügel	Sand und Tieflehm der ebenen bis kuppigen Platten sowie Hügel
	dominante Vegetation aquatische Zone	Fadenalgen-Watten und kleine Wasserlinse-Schwimmdecke	Kleine Wasserlinsen-Schwimmdecke	Zartes Hornblatt-Schwebematte	Fadenalgen-Watten und kleine Wasserlinse-Schwimmdecke
	amphibische Zone	Schilf-Großer Wasserschwaden-Röhricht, Schlankseggen-Ried	Rohrkolben-Igelkolben-Röhricht, Rohrglanzgras-Weidenröschen-Röhricht	Schilf-Röhricht	Schilf-Röhricht Fuchsschwanzrasen
	Deckungsanteil der Vegetation				
aquatische Zone	12%	60%	64%	84%	
amphibische Zone	88%	40%	36%	16%	

am Anlagenablauf bewirkten Anstau aber um ca. 30 cm angehoben. Bei der Retentionsanlage IV mussten das im Rahmen dieses Projektes neu angelegte Gewässer mit Makrophyten aus nahegelegenen Gewässern geimpft werden. Die Gestaltung der Anlagen und die erforderlichen Baumaßnahmen wurden durch den Wasser- und Bodenverband „Stöbber-Erpe“ bzw. dem Landschaftspflegeverband „Untere Spree“ realisiert (vgl. auch 1.1.3).

Es bestehen deutliche Unterschiede bei der Gestaltung der Retentionsanlagen (Tabelle 4). So sind die Verhältnisse der möglichen Wasserfläche in der Anlage II und IV zur Vorteilsfläche des jeweiligen Dränsystems mit 11 m²/ha bzw. 10 m²/ha die geringsten und das der Anlage I mit 155 m²/ha das größte. Die Verhältnisse des möglichen Wasservolumens der Retentionsanlage zur Vorteilsfläche des Dränsystems sind ähnlich verteilt jedoch in einer anderen Relation der Größenordnungen zwischen den Retentionsanlagen. Entsprechend den örtlichen Gegebenheiten und der möglichen Anlagengestaltung wurden verschiedene Wassertiefen installiert. Während bei der Anlage I durch den Überstau der Niederungsfläche die geringste mittlere Wassertiefe installiert wurde weist die Anlage IV mit 0,9 m die größte mittlere Wassertiefe auf (siehe auch Abbildung 9). Beeinflusst von der vorgefundenen bzw. angepassten Profilierung der Anlagensohle ist auch die aquatische und amphibische Zonierung für jede Retentionsanlage unterschiedlich. Die Retentionsanlage I besitzt mit ihrem weiten Flachwasserbereich die am größten ausgeprägte amphibische Zone und mit den ursprünglichen Gräben eine vergleichsweise sehr kleine aquatische Zone. Dieses Verhältnis kehrt sich in den anderen Anlagen um, jedoch mit einem deutlich geringeren Abstand der Zonengrößen.

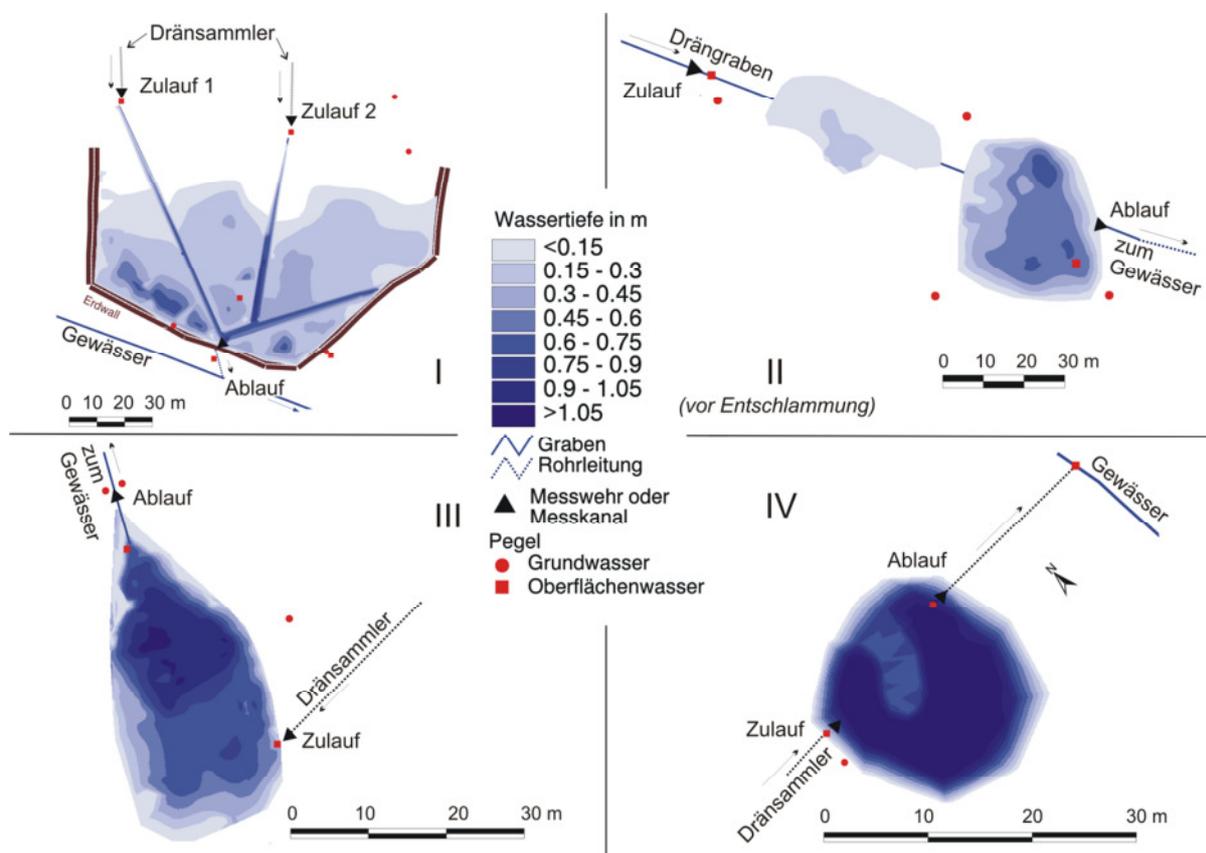


Abbildung 9: Verteilung der maximal möglichen Wassertiefen und Lage der Messeinrichtungen der Retentionsanlagen

3.2 Wasserhaushalt der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren

3.2.1 Hydrologische Charakterisierung der Dränsysteme

Im Untersuchungszeitraum wurden Abflusshöhen aus den Dränsystemen zwischen 48 und 144 mm/a ermittelt (Tabelle 5). Trotz der niedrigen Dränabflusshöhen im ersten Bilanzjahr konnte an den Retentionsanlagen I und III an jedem Tag des gesamten Untersuchungszeitraums Dränabfluss beobachtet werden. Insbesondere an der Anlage III

lagen die Dränabflüsse in den Bilanzjahren 2006, 2007 und 2009 an mehr als der Hälfte der Bilanzjahrstage oberhalb von 75% des mittleren Dränabflusses des jeweiligen Bilanzjahres und überschritten diesen Wert auch an 48% der Tage des Bilanzjahres 2008.

In den Monaten Dezember bis April wurden die höchsten Dränspenden aus den Dränsystemen geliefert (Abbildung 10). Oft wurden die Jahresmaxima im März erreicht, aber auch im Januar und April war dies der Fall. Die Dränspenden des überwiegend als Bedarfsdränung ausgeführten Dränsystems an der Retentionsanlage II zeigten gegenüber den anderen Anlagen eine etwas deutlicher ausgeprägte Dynamik und lagen in vielen Monaten unter 20% des jeweiligen Jahresmaximums. Im trockenen Sommer 2006 blieb die Dränspende sogar aus.

Tabelle 5: Hydrologische Parameter der Dränsysteme für Bilanzjahre

Parameter	Einheit	Jahr	Anlage		
			I	II	III
Niederschlag (korrigiert)	mm/a	2006	688	615	510
		2007	731	815	711
		2008	533	602	491
		2009		695	619
Dränabfluss	mm/a	2006	62	48	66
		2007	108	124	120
		2008	127	127	88
		2009		144	101
Anteil des Dränabflusses am Niederschlag	%	2006	9	8	13
		2007	15	15	17
		2008	24	21	18
		2009		21	16
Anzahl der Tage mit Dränabfluss	d/a	2006	365	323	365
		2007	366	366	366
		2008	365	254	365
		2009		365	365
Anzahl der Tage mit Dränabfluss über 75% des mittleren Dränabflusses	d/a	2006	160	130	192
		2007	157	146	221
		2008	195	124	177
		2009		180	207

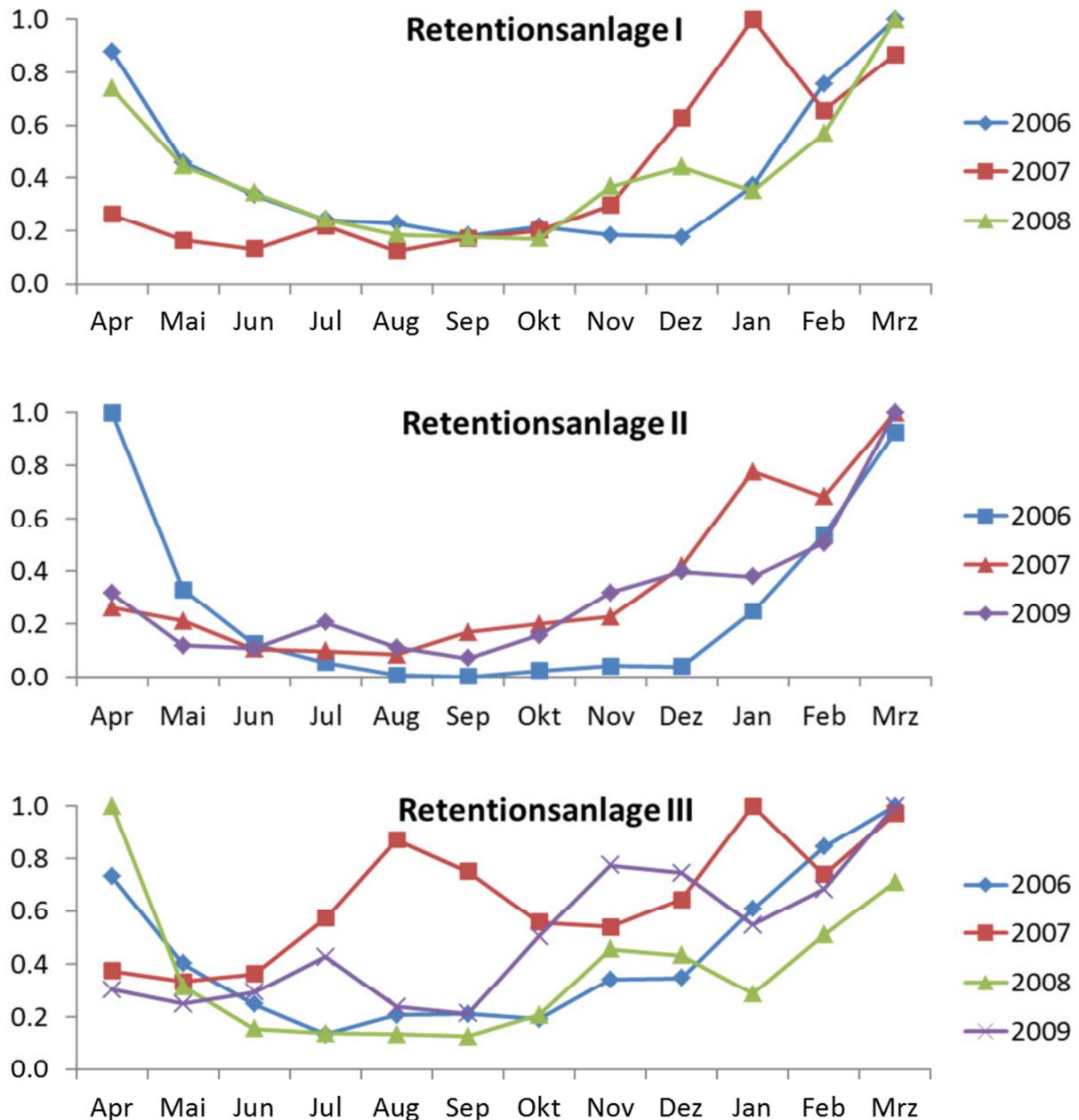


Abbildung 10: Normierte Dränspende der Monate in den Bilanzjahren 2006 bis 2009 (Die Norm ist das Maximum der Monatssummen des Bilanzjahres)

3.2.2 Hydrologische Charakterisierung Retentionsanlagen

Die detaillierten Ergebnisse zu den Jahreswerten der Wasserhaushaltsbilanzierungen sind in der Tabelle A2 zusammenfassend dargestellt. Ein Vergleich der Jahressummen der Verdunstungshöhen aus den Retentionsanlagen zeigt deutlichere Unterschiede zwischen den Anlagen als zwischen den Bilanzjahren (Tabelle 6). Die größte Verdunstungshöhe wurde an der Retentionsanlage I ermittelt. Sie ist mit einem fast geschlossenen und dichtem Röhrriecht- und Seggenbestand bewachsen. Die Anlage wird von landwirtschaftlichen Grün- und Ackerlandflächen ohne windmindernde oder beschattende Baum- oder Strauchbestände umgeben, sodass der Standort hinsichtlich der Verdunstung als exponiert eingestuft werden kann. Die Anlagen II und III weisen hingegen einen größeren Anteil vegetationsfreier Wasserflächen auf und befinden sich in natürlichen Senkenlagen, wo sie von Gehölzen umsäumt werden, was zu einer geringeren Verdunstung führt.

Der Abfluss aus einem Dränsystem in eine Retentionsanlage wird auf deren Fläche bezogen als hydraulische Last bezeichnet. Diese Lasten der Retentionsanlagen differieren um den Faktor 35. Eine mehrfach höhere hydraulische Last als die der anderen beiden Anlagen war wie erwartet an der Retentionsanlage II vorhanden. Die Anlage wird von dem Dränsystem mit der weitaus größten Vorteilsfläche mit den höchsten Dränabflüssen gespeist und weist dabei gleichzeitig im Vergleich mit den Retentionsanlagen I und III mit 11 m²/ha das kleinste Verhältnis zwischen ihrer maximalen Wasserfläche und der Vorteilsfläche des Dränsystems auf. Dieses Verhältnis ist an der Retentionsanlage I mit 155 m²/ha am größten (Tabelle 4), so dass sich hier auch die kleinste hydraulische Last ergab.

Die längste Phase ohne Durchfluss am Ablauf einer Retentionsanlage war an der Retentionsanlage II im Bilanzjahr 2006 mit 258 Tagen trotz täglicher Zuflüsse aus dem Dränsystem zu beobachten. Auch an den anderen Retentionsanlagen wurden im selben Bilanzjahr die meisten abflusslosen Tage im Untersuchungszeitraum festgestellt. In den folgenden Bilanzjahren war allerdings nur an der Anlage II kein Tag ohne Durchflüsse am Ablauf zu beobachten.

Tabelle 6: Hydrologische Parameter der Retentionsanlagen für Bilanzjahre

Parameter	Einheit	Jahr	Anlage		
			I	II	III
Verdunstung	mm/a	2006	851	769	718
		2007	879	719	710
		2008	875		700
		2009		703	659
mittlerer Zufluss aus dem Dränsystem	mm/d	2006	10	117	42
		2007	17	299	76
		2008	20		56
		2009		377	64
Anzahl der Tage ohne Abfluss aus der Anlage	d/a	2006	54	115	258
		2007	7	0	91
		2008	11		160
		2009		0	131
mittlere theoretische Aufenthaltszeit des Dränwassers in der Anlage	d	2006	14	6	4
		2007	11	1	5
		2008	8		8
		2009		2	7

Der Quotient aus dem Wasservolumen einer Retentionsanlage und dem Zufluss aus dem Dränsystem lässt auf die zu erwartende mittlere ideale Aufenthaltszeit des Dränwassers in der Retentionsanlage schließen. Im Bilanzjahresmittel ergeben sich für das Bilanzjahr 2006 4 bis 14 Tage mittlere Aufenthaltszeiten des Dränwassers in den Retentionsanlagen. Mit der höheren hydraulischen Belastung im Folgebilanzjahr verringern sich diese Zeiten an den Anlagen I und II um vier bis sechs Tage. Trotz der nach 2006 zunehmenden hydraulischen Belastung verlängert sich diese Aufenthaltszeit in der Anlage III jedoch um ein bis vier Tage. Die Ursachen dafür liegen in den Teichwasserverlusten infolge der Verdunstung und

Versickerung im Bilanzjahr 2006. Diese Verluste führten trotz dauerhafter Zuflüsse aus dem Dränsystem über einen längeren Zeitraum zu sehr geringen Teichvolumina. Infolge der damit verbundenen niedrigen Wasserstände, die unterhalb des Wehrüberfalls lagen, kam es zu abflusslosen Tagen und somit zu einer Verlängerung der Verweilzeit des Wassers in der Retentionsanlage. An drei Tagen war die Anlage III sogar quasi trockengefallen. Ähnlich lange Perioden mit derart geringen Teichvolumina und ohne Abfluss wie im Bilanzjahr 2006 wurden in den Folgejahren nicht mehr beobachtet.

3.2.3 Wasserrückhalt in den Retentionsanlagen

In jeder Retentionsanlage hat der Zufluss aus dem Dränsystem am Zulauf in der Jahressumme den größten Anteil am jeweiligen gesamten Wasserimport, der auch die Grundwasserzuflüsse und die Niederschläge beinhaltet (Tabelle 7). In der Retentionsanlage I liefern die Zuflüsse aus dem Dränsystem Anteile am jeweiligen mittleren monatlichen Wasserimport, die während des gesamten Beobachtungszeitraumes deutlich unter den in den Anlagen II und III ermittelten Anteilen liegen. Mit dem geringsten mittleren Anteil von 69% am Zufluss im August und einem Maximum von 86% weist die Anlage I die größte Variationsbreite bei den Importanteilen auf (vergleiche auch Tabelle A2). Neben dem Import aus dem Grundwasser resultierten aus der großen Fläche der Anlage hohe Importanteile aus Niederschlägen. Bei den Retentionsanlagen II und III ergeben die mittleren monatlichen Zuflüsse aus dem Dränsystem Importanteile von 93 bis 98% bzw. von 87 bis 91%. Der mit den Bilanzjahren rückläufige Anteil des Zulaufs am Wasserimport der Anlage III ist einem zunehmenden Import aus dem Grundwasser geschuldet. Ursachen für diese Zunahme konnten jedoch nicht ermittelt werden.

Tabelle 7: Wasser-Importe, –Exporte und -Rückhalte der Retentionsanlagen für Bilanzjahre

Anlage	Bilanzjahr	Wasserimport			Wasserexport			Differenz Zu- und Ablauf	
		Summe	Zulauf		Grundwasser	Ablauf		m/a	%
		m/a	m/a	%	m/a	m/a	%	m/a	%
I	2006	4.764	3.618	76	0.876	3.553	80	0.064	2
	2007	7.907	6.362	80	0.877	5.571	86	0.792	12
	2008	8.622	7.435	86	0.768	7.224	90	0.210	3
II	2006	44.069	42.730	97	5.081	41.889	89	0.841	2
	2007	111.697	109.260	98	0.167	109.000	100	0.260	0
	2008								
	2009	131.489	127.402	97	0.897	116.594	99	10.808	8
III	2006	15.877	15.368	97	9.004	6.026	40	9.342	61
	2007	29.693	27.842	94	14.720	15.368	51	12.474	45
	2008	23.602	20.335	86	10.579	13.154	55	7.181	35
	2009	27.205	23.393	86	11.147	14.481	57	8.912	38

Demgegenüber unterscheidet sich der am Anlagenablauf erfasste Anteil des Durchflusses am jährlichen Wasserexport deutlicher (Tabelle 7). Während der an der Retentionsanlage II etwa 90% und mehr ausmacht sind das in der Anlage I nur geringfügig weniger. Dieser Unterschied ist letztlich dem hohen Anteil der Verdunstung von der Retentionsanlage I und

einem etwa ebenso großen Abfluss in das Grundwasser geschuldet. An der Retentionsanlage II versickert ein großer Teil des zufließenden Wassers in der Anlage selbst, so dass der Anteil des Anlageablaufes nur zwischen 40% und 60% lag. Im Jahresgang waren hier auch Situationen ohne Durchfluss am Anlagenablauf zu beobachten. Insbesondere in den Monaten Mai bis Juli lag dieser Anteil im Mittel dann auch deutlich unter 15% (Abbildung 11).

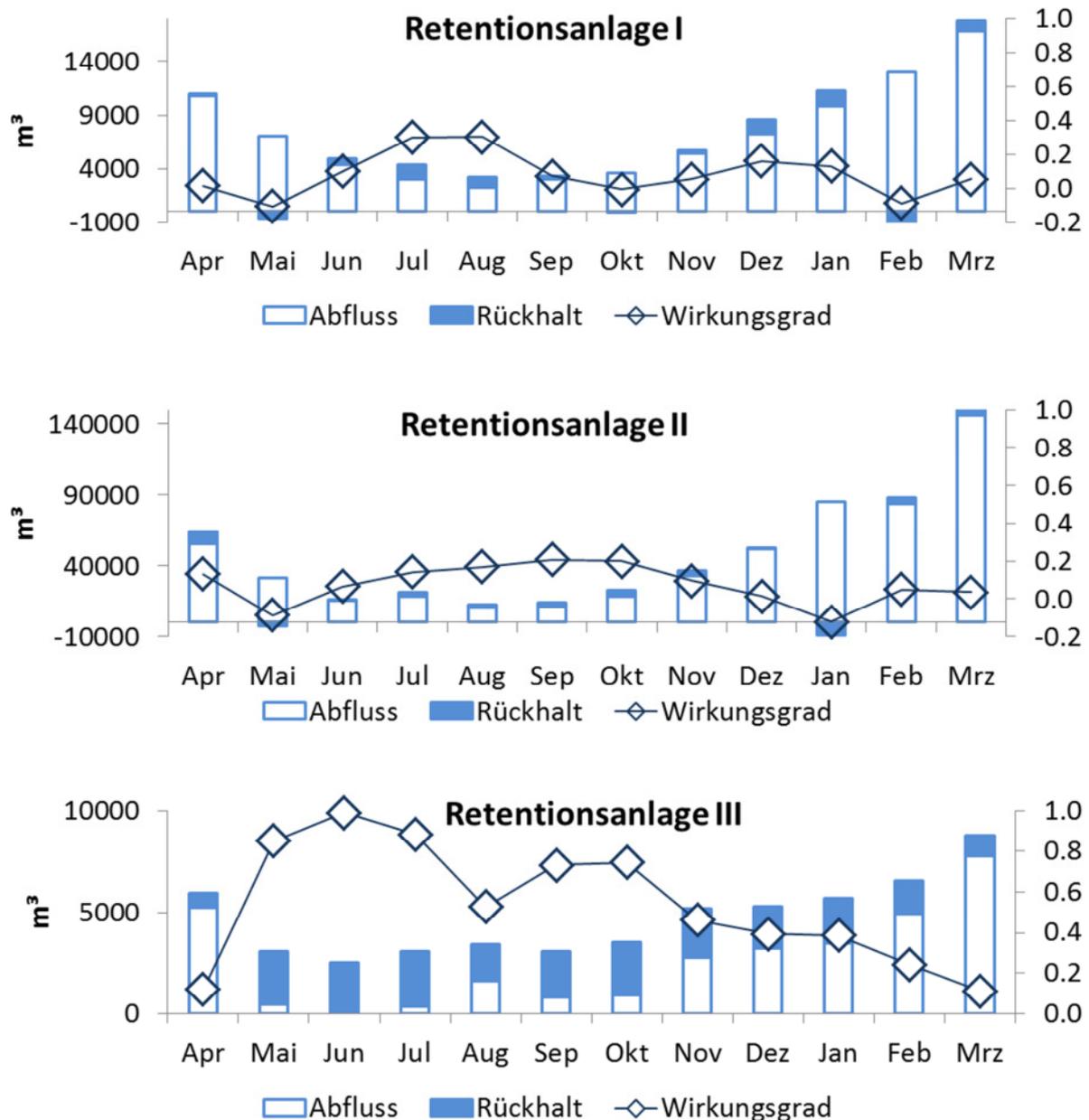


Abbildung 11: Kumulierter Wasserimport am Zulauf, Wasserexport am Ablauf und Wasserrückhalt sowie Wirkungsgrad des Wasserrückhaltes der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren von 2006 bis 2009. Die Höhe eines Balkens ist die Summe der Importe am Zulauf und der Abfluss die der Exporte am Ablauf in den Monaten des Betrachtungszeitraumes. Retentionsanlage I ohne 2009 und Retentionsanlage II ohne 2008.

3.3 Nährstoffrückhalt der Retentionsanlagen

3.3.1 Stickstoffrückhalt

Stickstoff wurde mit dem Dränabfluss, dem Grundwasserwasserzufluss und den Niederschlägen in die Retentionsanlagen importiert. Stickstoffimporte aus möglichen Oberflächenabflüssen konnten nicht direkt quantifiziert werden und daher nicht berücksichtigt werden. Die größten Konzentrationen wurden jeweils im Dränabfluss an den Zuläufen der Anlagen ermittelt. Die Stickstoffimporte über das zuströmende Grundwasser enthielten immer deutlich geringere Konzentrationen als die aus Dränabflüssen. Für die Stickstoffkonzentrationen in Niederschlägen wurde mit 1,2 mg N/l ein gewogenes Jahresmittel der Niederschlagsdeposition aus dem Depositionsmessnetz Brandenburgs für Messstelle Waldsiedersdorf angesetzt (LUA BB, 2003).

An Zuläufen der Retentionsanlagen wurden im gesamten Untersuchungszeitraum mit 37 mg NO₃-N/l (Medianwert der in einem Bilanzjahr gemessenen Konzentrationen) die höchste mittlere Nitrat-Konzentration im Bilanzjahr 2007 in der Anlage II und im Bilanzjahr 2006 die mit 5 mg NO₃-N/l (Medianwert) niedrigste Nitrat-Konzentration in der Anlage III ermittelt (Abbildung 12). Der Anteil des organischen Stickstoffs im Dränabfluss lag zwischen 4 und 9% in den Retentionsanlagen I und III und bei etwa 15 bis 20% in Anlage III, so dass die Konzentrationen für den Gesamtstickstoff an den Zuläufen entsprechend höher waren (vergleiche auch Abbildung 13). Im Verlauf des Beobachtungszeitraumes gingen die Stickstoffkonzentrationen an den Zuläufen der Retentionsanlagen I und II um 7 bis 9 mg NO₃-N/l zurück, während an der Anlage III der Medianwert um etwa 7 mg NO₃-N/l anstieg. Diese Entwicklungen sind auf Änderungen des Bewirtschaftungs- und Düngeregimes im Rahmen der Fruchtfolgengestaltung auf den Dränflächen und auf den tatsächlichen Wetterverlauf in der Vegetationsperiode der verschiedenen Bilanzjahre zurückzuführen. Die Unterschiede in zwischen den Medianwerten der Konzentrationen an den Zuläufen der Anlagen lassen allerdings auch auf deutliche Unterschiede bei der Intensität des Düngereinsatzes auf den Dränflächen schließen.

Ein Vergleich der Medianwerte der in den jeweiligen Bilanzjahren an den Zuläufen und den Abläufen aller Retentionsanlagen gemessenen Stickstoffkonzentrationen liefert für jede Retentionsanlage und in allen Jahren höhere Konzentrationen an den Zuläufen. Das kann als ein erstes Indiz für die Stickstoffrückhaltefunktion der Retentionsanlagen gewertet werden. Allerdings liegen diese Medianwerte in den Abläufen sowohl beim Nitrat-Stickstoff als auch beim Gesamtstickstoffs immer noch deutlich über den Konzentrationswerten, die aktuell als Zielvorgaben der chemischen Gewässergüte für den guten Gewässerzustand nach LAWA (1998) vorgegeben werden. Die Differenzen zwischen den Zu- und Abläufen unterscheiden sich zwischen den Retentionsanlagen ebenso wie zwischen den Jahren an jeder Retentionsanlage. Dabei liegen die Differenzen für Gesamtstickstoff oft unter denen für den Nitrat-Stickstoff. Meist war der Anteil des organischen Stickstoffs am Ablauf der Anlage größer als der im Zulauf der Anlage. So lagen die Differenzen der Medianwerte an der Retentionsanlage II für den Gesamtstickstoff um 1 bis 2,4 mg N/l und die an der Anlage I um 1,2 bis 3 mg N/l unter denen des Nitrat-Stickstoffs. Über ein Bilanzjahr betrachtet war der Anteil des organischen Stickstoffs am Ablauf der letztgenannten Anlage jedoch etwas geringer als der am Zulauf, so dass die Differenz für den Gesamtstickstoff etwas höher ausfiel.

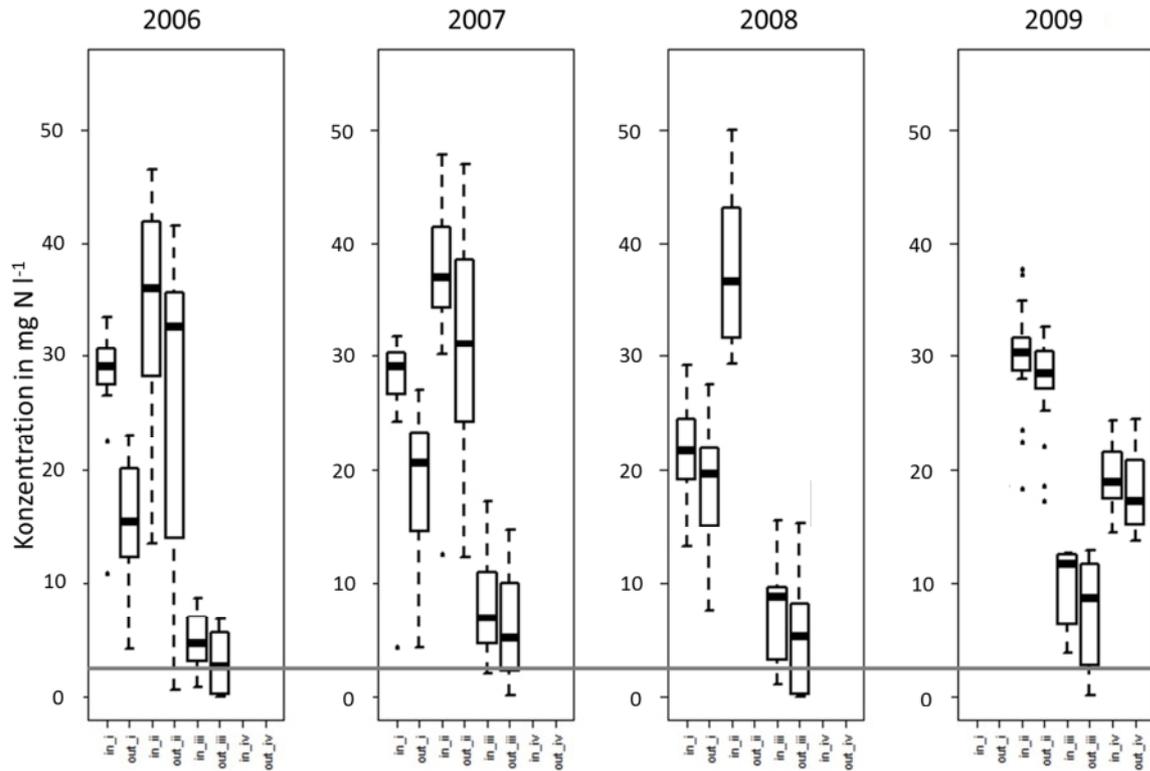


Abbildung 12: Nitrat-Stickstoffkonzentrationen der Wasserproben an den Zuläufen (in) und Abläufen (out) der Retentionsanlagen (i, ii, iii, iv) in den Bilanzjahren sowie die Zielvorgaben für einen guten Zustand in einem Gewässer (graue Linie)

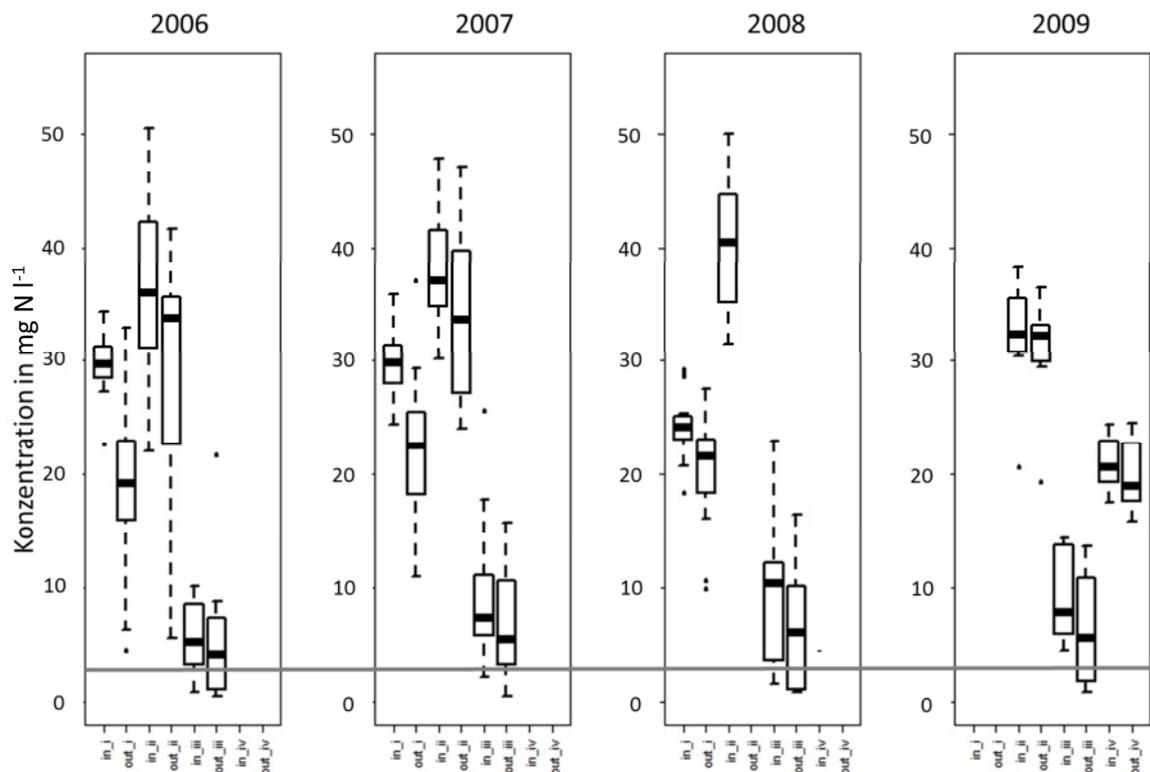


Abbildung 13: Gesamtstickstoffkonzentrationen der Wasserproben an den Zuläufen (in) und Abläufen (out) der Retentionsanlagen (i, ii, iii, iv) in den Bilanzjahren sowie die Zielvorgaben für einen guten Zustand in einem Gewässer (graue Linie)

Auf der Grundlage der gemessenen Konzentrationen des Gesamtstickstoffs und den Ergebnissen der Wasserbilanz (vergleiche Kapitel 3.2.2) wurden die Stickstofffrachtbilanzen in den Bilanzjahren erstellt (Tabelle 8). Die größten importierten Stickstofffrachten waren in jedem Jahr und jeder Retentionsanlage den Dränsystemen zuzuordnen. Während in der Anlage II der Stickstoff nahezu ausschließlich aus dem Dränsystem importiert wurde, hatten Stickstoffimporte aus anderen Quellen (Grundwasser und Niederschlag) in den Anlagen I und III einen Anteil von unter einem bis zu zwölf Prozent am gesamten Stickstoffimport.

Tabelle 8: Stickstoff-Importe, -Exporte und -Rückhalte der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren 2006 bis 2009

Anlage	Bilanzjahr	N-Import				N-Export			N-Rückhalt der Anlage		N-Rückhalt des direkten Dränabflusses	
		Zulauf	Grundwasser	Niederschlag	Σ	Ablauf	Grundwasser	Σ	g/m ² /a		g/m ² /a	
I	2006	104	7	0.8	112	71	3	74	38	36%	33	32%
	2007	180	8	0.9	189	132	4	136	53	29%	48	27%
	2008	177	11	0.7	188	151	3	154	34	19%	26	15%
II	2006	1681	5	0.8	1687	1478	68	1545	141	8%	203	12%
	2007	4614	11	1.0	4626	4208	3	4211	415	9%	406	9%
	2008	4637	9	0.7	4647							
	2009	4070	27	0.8	4098	3575	13	3588	509	13%	495	12%
III	2006	95	0	0.6	96	48	44	92	4	4%	48	50%
	2007	260	11	0.9	272	133	85	218	53	21%	127	49%
	2008	226	31	0.6	258	155	72	227	31	14%	71	32%
	2009	265	36	0.8	302	162	77	239	64	24%	103	39%

Aufgrund der aus der großen Fläche des Dränsystems resultierenden großen hydraulischen Last waren die jährlichen Lasten des Stickstoffimportes aus dem Dränsystem an der Anlage II bei ähnlichen mittleren Stickstoffkonzentrationen wie die an der Anlage I um das 14- bis 25fache höher als die der anderen Anlagen (Tabelle 8). In allen Anlagen wiesen die Stickstoffimporte mit einer Maximallast im März sowie höheren Werten in den Wintermonaten und niedrigeren Stickstofflasten in den Sommermonaten vergleichbare Jahresverläufe auf, die sich jedoch in ihrer innerjährlichen Dynamik deutlich unterschieden (normierte Mittelwert, Mittelwert, Abbildung 14). In den meisten Monaten zeigten die normierten Monatssummen der Stickstoffimporte aus dem Dränsystem der Retentionsanlage II die größten Abweichungen vom Bezugsmonat März und lagen deutlich unter denen der beiden anderen Anlagen. Dagegen hatten die normierten Stickstoffimporte aus dem Dränsystem an der Retentionsanlage I mit den fast immer geringsten Abständen zum Bezugsmonat März die geringste innerjährliche Dynamik.

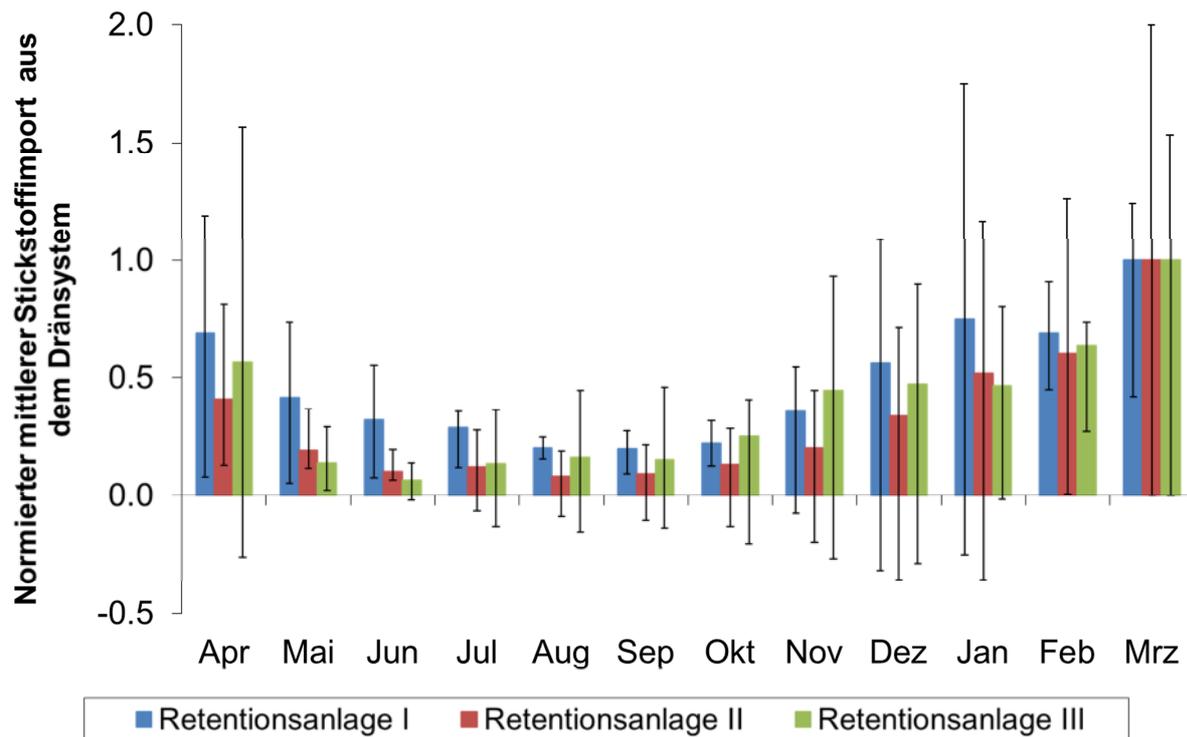


Abbildung 14: Monatlicher Stickstoffimport aus den Dränsystemen der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren 2006 bis 2009, Balken – auf das Maximum der Monatssummen des Bilanzjahres normierte mittlere Monatssumme des Stickstoffimportes, Range – minimale und maximale normierte Monatssumme. Retentionsanlage I ohne 2009 und Retentionsanlage II ohne 2008.

Ähnlich wie bei den Importen an den Zuläufen wurden auch bei den Exporten an den Abläufen der Retentionsanlagen die größten Stickstofffrachten beobachtet. Nur an der Retentionsanlage III erreichte der Stickstoffexport über das Grundwasser 32 bis 48 % des gesamten Stickstoffexports eines Bilanzjahres, während an den beiden anderen Anlagen jedoch immer nur weniger als 5 % der Stickstofffrachten über das Grundwasser exportiert wurden (Tabelle 8).

Der Stickstoffrückhalt durch eine Retentionsanlage wird durch Stickstoffexporte via Entgasung sowie die Speicherung von Stickstoff innerhalb der Anlage realisiert (vergleiche Kapitel 3.3.3). Die flächenspezifischen Werte unterscheiden sich zwischen den Retentionsanlagen bereits beträchtlich. So wurden in der Retentionsanlage II $141 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und mehr aber in der Retentionsanlage I immer deutlich weniger als $55 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. In der Retentionsanlage III liegen die N-Rückhalte in der Größenordnung der Anlage I, also ebenfalls deutlich unter denen der Anlage II. Von allen Anlagen hatte die Retentionsanlage II die größte Stickstofflast, so dass damit einerseits keine Phasen der Stickstofflimitierung durch die Pflanzen in der Anlage selbst und andererseits auch das größte Stickstoffdargebot für die Pflanzen und die Entgasung zu erwarten waren und damit günstige Voraussetzungen für ein hohes Rückhaltpotential gegeben waren. Mit einer deutlich geringeren Stickstofflast und gleichzeitig einer wesentlich größeren Anlagenfläche war die Versorgungssituation für die Anlage I jedoch wesentlich schlechter und die zu erwartende Rückhaltleistung geringer. Außerdem konnte ein größerer Teil der Fläche der Retentionsanlage infolge ihrer Ausführung ohne Strömungsleitelemente nicht oder nur sehr eingeschränkt durchströmt werden und somit nicht in vollem Umfang am Wasser- und damit Stoffaustauschgeschehen teilnehmen.

In der Tabelle 8 werden ebenso die Differenzen zwischen den Frachten am Zulauf und denen am Ablauf einer Retentionsanlage als Stickstoffrückhalt des direkten Dränabflusses betrachtet. Gegenüber dem Rückhalt der Anlage kann dieser Rückhalt kleiner werden, wenn in einer Anlage mehr Fracht aus dem Grundwasser importiert als exportiert wird. Im Fall der Retentionsanlage III ist der Stickstoffexport in das Grundwasser jedoch deutlich größer als der Import und der Stickstoffrückhalt des direkten Dränabflusses entsprechend höher. Diese Betrachtungsweise ist auch für den Vergleich der Ergebnisse mit den publizierten Ergebnissen aus anderen Untersuchungen relevant, da dort oft keine so detaillierten Ergebnisse zum Grundwasserimport bzw. -export vorliegen.

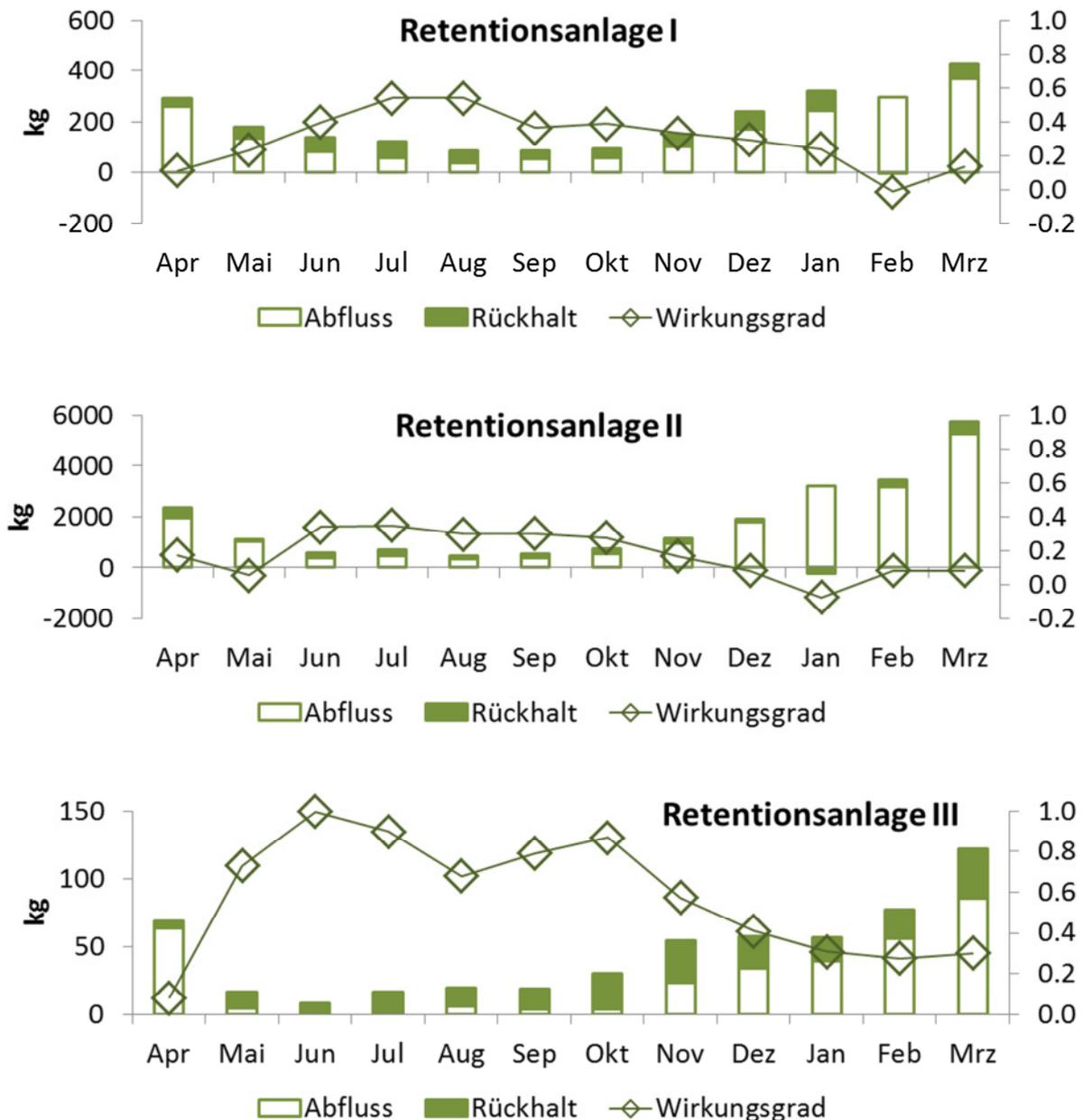


Abbildung 15: Kumulativer Stickstoffimport am Zulauf, Stickstoffexport am Ablauf und Stickstoffrückhalt sowie Wirkungsgrad des Stickstoffrückhalts der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren von 2006 bis 2009. Die Höhe eines Balkens ist die Summe der Importe am Zulauf und der Abfluss die der Exporte am Ablauf in den Monaten des Betrachtungszeitraumes. Retentionsanlage I ohne 2009 und Retentionsanlage II ohne 2008.

Unterschiede gab es zwischen den Retentionsanlagen auch in der innerjährlichen Verteilung des über den Untersuchungszeitraum kumulierten monatlichen Stickstoffrückhalts des direkten Dränabflusses (Abbildung 15). Während die Retentionsanlagen II und III ähnlich wie bei der Dränfracht auch beim Stickstoffrückhalt ihr Maximum im März erreichten, war dies an der Retentionsanlage I im Januar der Fall. Dafür ist allerdings ausschließlich der Rückhalt im Bilanzjahr 2007 ausschlaggebend. Die hohen Dränabflüsse dieses Monats (vergleiche Kapitel 3.2.1), waren in diesem Jahr auch mit deutlich höheren Stickstoffkonzentrationen belegt, so dass sich ein höherer Stickstoffrückhalt einstellen konnte. Nur an den Retentionsanlagen I und II waren die Rückhalte in einem Monat (Februar bzw. Januar) negativ, d. h. es wurde mehr Stickstoff über den Ablauf exportiert als über den Zulauf importiert worden ist.

Der Wirkungsgrad einer Retentionsanlage (vergleiche auch Tabelle 8, Spalte „N-Rückhalt“ in %) verringert sich bei zunehmenden Stickstoffimporten aus dem Dränsystem. So werden in der Retentionsanlage II im Bilanzjahr 2009 trotz einem Stickstoffrückhalt von fast $500 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nur 12 % der Stickstoffimporte aus dem Dränsystem zurückgehalten. Nur in den Monaten Juni bis Oktober werden mit den im Jahresverlauf geringsten Stickstoffimporten aus dem Dränsystem Wirkungsgrade von mehr als 25 % erreicht (Abbildung 15). Der hohe Wirkungsgrad der Retentionsanlage III, bis auf den April werden mehr als 25 % erreicht, ist allerdings auch dem großen Anteil der Stickstoffexporte in das Grundwasser geschuldet.

3.3.2 Phosphorrückhalt

Phosphor wurde mit dem Dränabfluss sowie dem Grundwasserwasserzufluss in die Retentionsanlagen importiert. Phosphorimporte aus möglichen Oberflächenabflüssen konnten nicht direkt quantifiziert und berücksichtigt werden. Die größten Konzentrationen gelösten Phosphors wurden in den Importen via Grundwasserzuflüssen gemessen. Diese Konzentrationen lagen meist um ein Mehrfaches über denen im Dränabfluss.

Im Untersuchungszeitraum lagen die jährlichen Medianwerte der gemessenen Phosphorkonzentrationen zwar bis auf einen Wert unter den Konzentrationswerten, die aktuell als Zielvorgaben der chemischen Gewässergüte für den guten Gewässerzustand nach LAWA (1998) vorgegeben werden (Abbildung 16 sowie Abbildung 17), jedoch wurden in einzelnen Messungen durchaus auch höhere Konzentrationen gefunden. Nur am Zulauf der Retentionsanlage II lag der Medianwert mit $115 \mu\text{g o-PO}_4\text{-P/l}$ im Bilanzjahr 2009 deutlich über der Zielvorgabe für Gewässer. Die mit $30 \mu\text{g o-PO}_4\text{-P/l}$ (Median) geringsten Konzentrationen wurden im Bilanzjahr 2006 am Zulauf der Anlage III gefunden. Mit den Dränabflüssen wurde auch partikulär gebundener Phosphor transportiert, so dass an den Zuläufen die Konzentrationen für den Gesamtphosphor geringfügig höher als für ortho-Phosphat-Phosphor waren. Im Beobachtungszeitraum waren die Änderungen der Medianwerte der Phosphorkonzentrationen an den Zuläufen der Retentionsanlagen gegenüber denen des Stickstoffs (vergleiche Kapitel 3.3.1) gering.

Ein Vergleich der Medianwerte der in den jeweiligen Bilanzjahren an den Zuläufen und den Abläufen aller Retentionsanlagen gemessenen Phosphorkonzentrationen lieferte nicht immer positive Differenzen wie sie sich im Fall einer Konzentrationsminderung ergeben. Die mit negativen Differenzen verbundenen Konzentrationserhöhungen zwischen Zu- und Ablauf weisen bereits auf mögliche Rücklösungsvorgänge des Phosphors aus dem Anlagenpool oder auf größere Einträge mit dem nicht erfassten Oberflächenzufluss bei Erosionsereignissen hin (vergleiche Kapitel 3.3.3.3). Diese waren an den Retentionsanlagen I und II zu beobachten. In der Anlage II war nach der Entnahme des größten Teils der Sedimente der Medianwert der am Ablauf gemessenen Phosphorkonzentrationen im Bilanzjahr 2009 wieder kleiner als der im Zulauf. Nur bei den Anlagen III und IV konnten die immer positiven Differenzen der Medianwerte als ein erstes Indiz für deren Phosphorrückhaltefunktion gewertet werden.

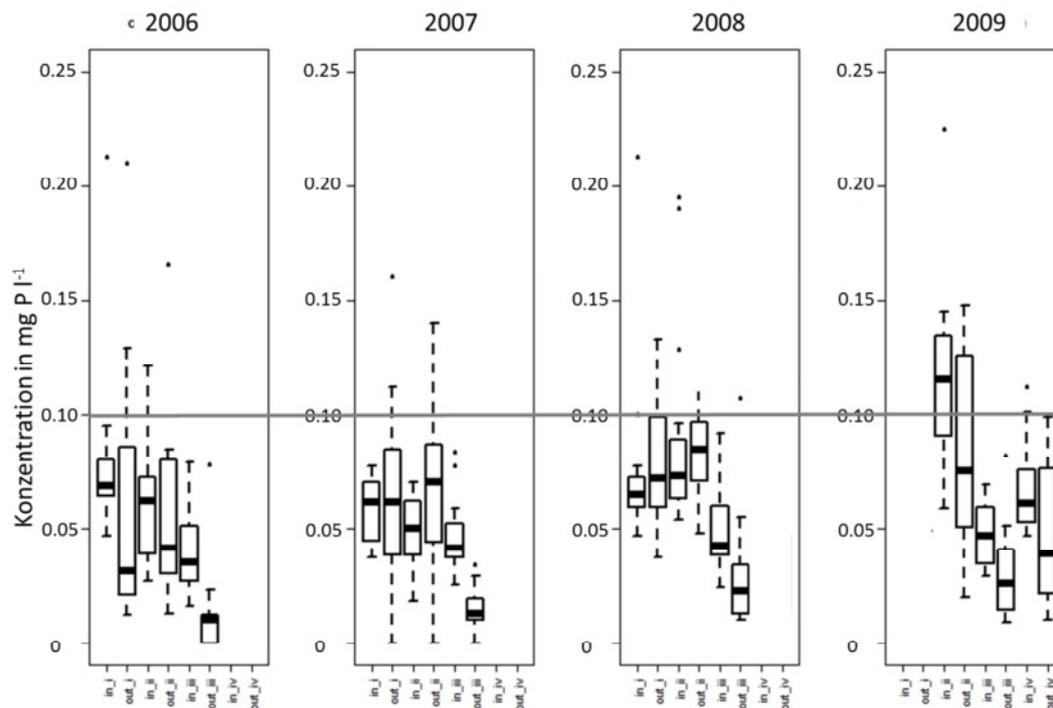


Abbildung 16: ortho-Phosphat-Phosphorkonzentrationen der Wasserproben an den Zuläufen (in) und Abläufen (out) der Retentionsanlagen (i, ii, iii, iv) in den Bilanzjahren sowie die Zielvorgaben für einen guten Zustand in einem Gewässer (grauer Balken)

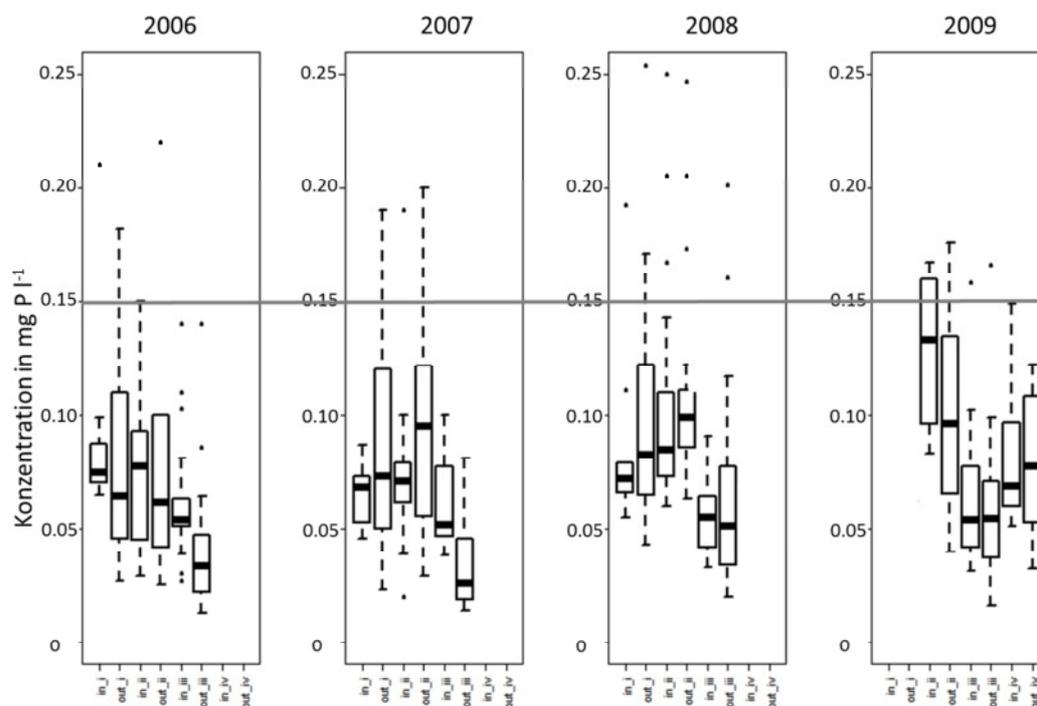


Abbildung 17: Gesamtposphorkonzentrationen der Wasserproben an den Zuläufen (in) und Abläufen (out) der Retentionsanlagen (i, ii, iii, iv) in den Bilanzjahren sowie die Zielvorgaben für einen guten Zustand in einem Gewässer (grauer Balken)

Auf der Grundlage der gemessenen Konzentrationen des Gesamtphosphors und den Ergebnissen der Wasserbilanz (vergleiche Kapitel 3.2.2) wurden die Phosphorfrachtbilanzen für die Bilanzjahre erstellt (Tabelle 9). In jedem Jahr und jeder Retentionsanlage wurden die größten Phosphorfrachten aus den Dränsystemen importiert. Während in der Anlage II der Phosphor nahezu ausschließlich aus dem Dränsystem importiert wurde lag der Anteil der Phosphorimporte aus dem Grundwasser in den Anlagen I und III zwischen 3 und 12 %. Die als Import als auch als Export des Phosphors aus oder in das Grundwasser angegebenen Werte sind allerdings nur die maximal möglichen Bilanzwerte der Jahresbilanz ohne mögliche Wirkungen der Akkumulation und Rücklösung in und aus den Sedimenten zu berücksichtigen.

Tabelle 9: Phosphor-Importe, -Exporte und -Rückhalte der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren 2006 bis 2009

Anlage	Bilanzjahr	P-Import			P-Export			P-Rückhalt der Anlage		P-Rückhalt des direkten Dränabflusses	
		Zulauf	Grundwasser	Σ	Ablauf	Grundwasser	Σ				
		g/m ² /a			g/m ² /a			g/m ² /a		g/m ² /a	
I	2006	0.33	0.01	0.34	0.26	0.07	0.34	0.00	1%	0.07	20%
	2007	0.53	0.03	0.57	0.47	0.07	0.53	0.03	6%	0.06	12%
	2008	0.86	0.04	0.90	0.73	0.08	0.82	0.08	9%	0.13	15%
II	2006	3.46	0.01	3.47	3.07	0.64	3.70	-0.24	-7%	0.39	11%
	2007	8.84	0.02	8.86	11.18	0.02	11.20	-2.34	-26%	-2.34	-26%
	2008	16.09	0.03	16.13							
	2009	18.77	0.06	18.83	15.64	0.06	15.70	3.13	17%	3.13	17%
III	2006	0.94	0.00	0.94	0.20	0.35	0.55	0.39	41%	0.74	79%
	2007	1.82	0.07	1.89	0.46	0.56	1.02	0.88	48%	1.36	75%
	2008	1.26	0.17	1.43	0.54	0.66	1.20	0.23	18%	0.72	57%
	2009	1.68	0.23	1.91	0.72	0.63	1.36	0.55	33%	0.96	57%

Die Last des Phosphorimportes aus dem Dränsystem war an der Anlage II immer um ein Vielfaches höher als die an den anderen Anlagen. Einerseits war dies durch die große hydraulische Last der Anlage II bedingt, andererseits aber auch durch eine deutliche Erhöhung der ortho-Phosphat-Phosphorkonzentrationen im Anlagenzulauf im Bilanzjahr 2008 und vor allem 2009, die davor noch unterhalb der der Anlage I lagen (Abbildung 16). Diese Lasten erreichten an den Retentionsanlagen I und II im März ihr Maximum (Mittelwert, Abbildung 18). In den übrigen Monaten lagen die normierten Monatssummen der Phosphorimporte aus dem Dränsystem der Retentionsanlage I über denen aus der Anlage II. An der Retentionsanlage III hingegen erreichten die Phosphorimporte aus dem Dränsystem im August ihr Maximum (Mittelwert) und auch von Januar bis März sowie im September noch mehr als 80 % des Maximalwertes. In den übrigen Monaten wurden immer noch zwischen 40 und 60 % des Maximalwertes erreicht.

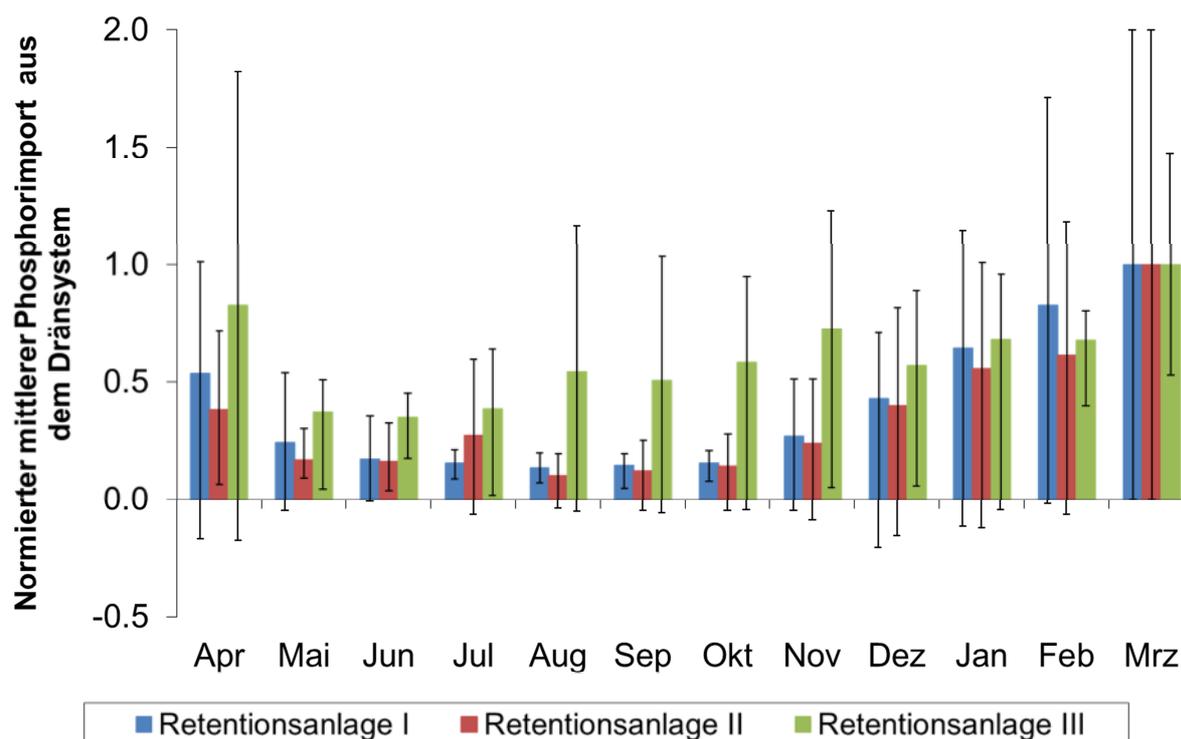


Abbildung 18: Monatlicher Phosphorimport aus den Dränsystemen der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren 2006 bis 2009, Balken – auf das Maximum der Monatssummen des Bilanzjahres normierte mittlere Monatssumme des Phosphorimportes, Range – minimale und maximale normierte Monatssumme. Retentionsanlage I ohne 2009 und Retentionsanlage II ohne 2008.

Ähnlich wie bei den Importen an den Zuläufen wurden auch bei den Exporten die größten Phosphorfrachten an den Abläufen der Retentionsanlagen I und II beobachtet. An der Retentionsanlage III lag der Phosphorexport über den Ablauf allerdings unter 50 % des gesamten Phosphorexports und nur im letzten Bilanzjahr leicht darüber.

Die Differenzen zwischen den Phosphorfrachten am Zulauf und am Ablauf einer Anlage sind in der Tabelle 9 als Phosphorrückhalt des direkten Dränabflusses aufgeführt und quantifizieren den Phosphorrückhalt einer Retentionsanlage in einem Bilanzjahr. Der Phosphorrückhalt der Anlagen kann wegen der eingeschränkt möglichen Ermittlung der tatsächlichen Phosphorimporte und -exporte über das Grundwasser (siehe oben) nur als Schätzwert verwendet werden. Bis auf die Bilanz der Anlage II in 2009 fallen die Unterschiede zu dem Phosphorrückhalt des direkten Dränabflusses auch deutlicher aus als beim Stickstoff.

Der flächenbezogene Phosphorrückhalt des direkten Dränabflusses unterscheidet sich zwischen den Retentionsanlagen beträchtlich. So wurde an der Retentionsanlage II mit $3,1 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ der größte Wert im Bilanzjahr 2009 ermittelt, während der Rückhalt der Retentionsanlage I deutlich darunter lag. Die Retentionsanlage II weist vor der Sedimententnahme im Bilanzjahr 2007 allerdings eine negative Differenz zwischen den Phosphorfrachten am Zulauf und am Ablauf auf. Dieser Wert, der noch die kumulativen Monatswerte des Rückhaltes prägt (Abbildung 19), entsteht in den Monaten November bis Februar mit dem Maximum in Januar. Trotz noch positiver Jahressummen in der Retentionsanlage I fällt der Rückhalt in den Monaten September bis Dezember dort ebenfalls

negativ aus. Die tatsächlichen Ursachen für den gegenüber dem Phosphorimport größeren Phosphorexport wurden in weiteren Untersuchungen analysiert (siehe Kapitel 3.3.3.3).

Einen Phosphorrückhalt in allen Monaten, mit Wirkungsgraden von deutlich über 40 % konnte nur mit der Retentionsanlage III realisiert werden. Neben der im Vergleich der anderen Anlagen sehr geringeren Phosphorlast ist dieser hohe Wirkungsgrad vor allem dem hohen Wasserexport in das Grundwasser geschuldet (vgl. Tabelle 7).

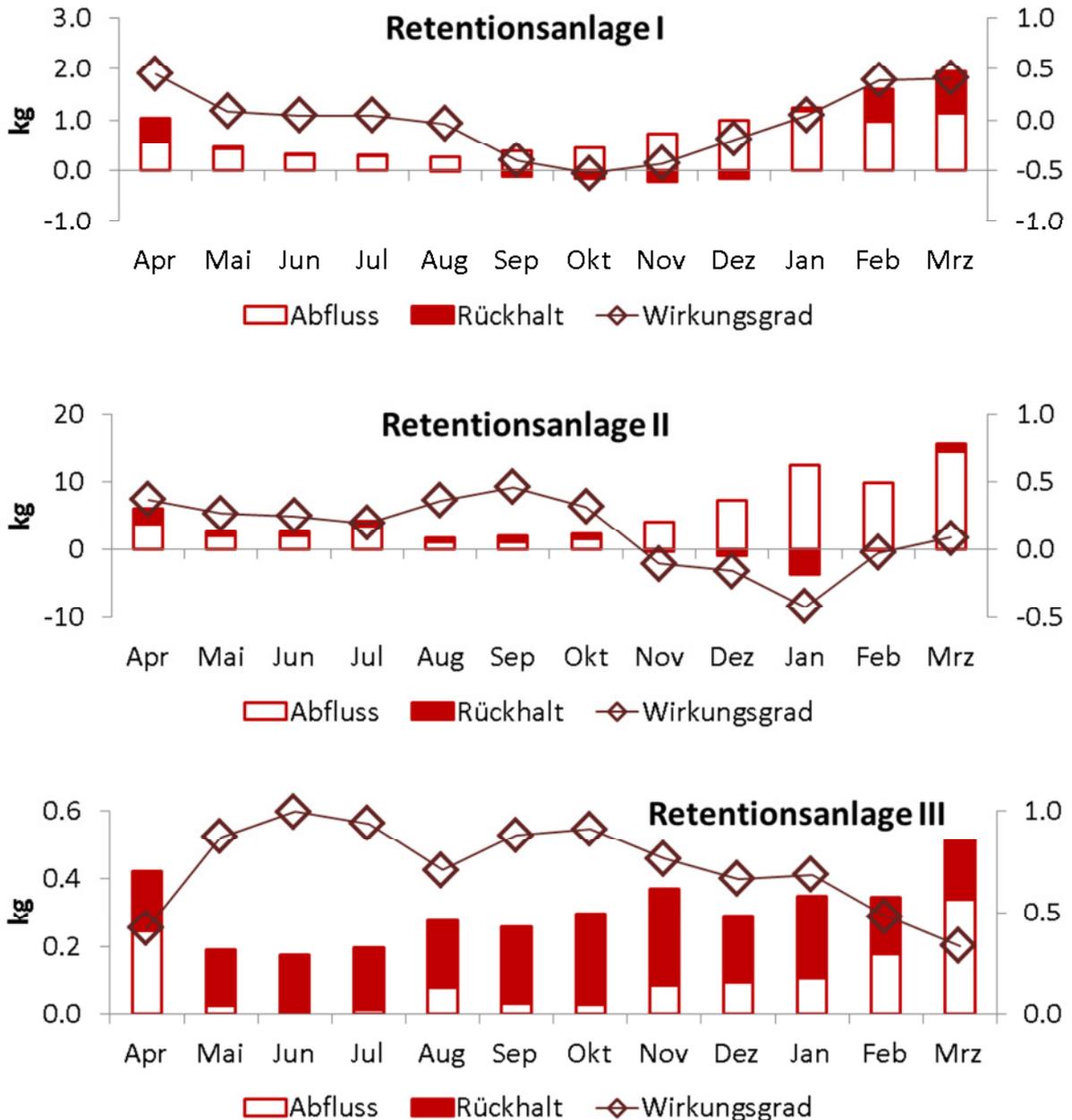


Abbildung 19: Kumulativer Phosphorimport am Zulauf, Phosphorexport am Ablauf und Phosphorrückhalt sowie Wirkungsgrad des Phosphorrückhalts der Retentionsanlagen in den Bilanzjahren von 2006 bis 2009. Die Höhe eines Balkens ist die Summe der Importe am Zulauf und der Abfluss der Exporte am Ablauf in den Monaten des Betrachtungszeitraumes. Retentionsanlage I ohne 2009 und Retentionsanlage II ohne 2008.

3.3.3 Analysen der für den Nährstoffrückhalt relevanten Prozesse in den Retentionsanlagen

3.3.3.1 Potenzial der Vegetation zum Nährstoffrückhalt der Retentionsanlagen

Eine Funktion der Retentionsanlagen ist der Rückhalt von Stickstoff und Phosphor aus dem zufließenden Dränwasser sowie dem anlageninternen Pool durch Speicherung in der Makrophyten-Biomasse. Hierbei wird während der Vegetationsperiode zunächst ein hoher Anteil in die lebende oberirdische Biomasse aufgenommen. Mit dem Absterben der Vegetation wird ein Teil der gespeicherten Stoffe durch mikrobiellen Abbau wieder im Wasserkörper rückgelöst, während weitere Teile durch Verlagerung in die Wurzelbiomasse oder durch Verbleib im Detritus unter anaeroben Bedingungen längerfristig gespeichert bleiben.

Die Urdaten zur Erfassung der oberirdischen lebenden Makrophyten-Biomasse sind in Tabelle A 3 dargestellt und die Urdaten zur Kartierung der dominanten Arten in den Vegetationszonen der Retentionsanlagen sind in Tabelle A 4, Tabelle A 5, Tabelle A 6, Tabelle A 7, Tabelle A 8, Tabelle A 9 und Tabelle A 10 aufgeführt. Darauf basierend gibt Tabelle 10 eine Übersicht zur Entwicklung des Deckungs-Anteils der Makrophyten in den Anlagen. Die Tabelle 11 verdeutlicht zusammenfassend die jeweils dominante Vegetation in den Zonen der Anlagen.

Tabelle 10: Deckungsanteil der Makrophyten an der Fläche der Retentionsanlagen

Anlage	Jahr	Fläche der Vegetationszone (m ²)		% Deckungs-Anteil der Makrophyten an der Anlagenfläche (Min.-Max.)		
		aq	am	aq	am	ges
I	2006	648	4629	8-11	54-69	62-80
	2007	352	4925	2-13	76-83	78-96
	2008	352	4925	3-7	66-84	69-91
II-1 nicht entschlamm	2006	237	404	0-36	37-50	37-86
	2007	237	404	0-36	43-55	43-91
	2008	237	404	0	26-49	26-49
II-1 entschlamm	2009	561	80	0-88	6-10	9-98
	2010	561	80	4-27	9-11	13-38
II-2 entschlamm	2009	1593	0	1-90	0	1-90
	2010	1593	0	80-90	0	80-90
III	2006	334	311	21-44	13-29	34-69
	2007	257	388	20-36	26-49	46-85
	2009	200	445	7-19	43-66	52-85
	2010	160	485	7-20	61-64	68-84
IV	2009	214	46	9-41	8-10	17-51
	2010	214	46	14-36	9	23-45

Aus den Untersuchungen zur Stoffspeicherung in der lebenden oberirdischen Makrophyten-Biomasse ließ sich weiterhin folgendes feststellen (Tabelle A1):

In der Makrophyten-Biomasse sowohl der aquatischen als auch der amphibischen Zonen wurden Stickstoff mit 1-2-3 % (Min-MW-Max) und Phosphor mit 0,1-0,2-0,5 % Anteil an der Trockenmasse gespeichert. Der Anteil von Kohlenstoff an der Trockenmasse betrug in den aquatischen Zonen 21-25-27 % und in den amphibischen Zonen 40-42-46 %.

Tabelle 11: Dominante Makrophyten-Vegetation in den Zonen der Retentionsanlagen

Anlage	Jahr	Beschattung	Aquatische Zone	Amphibische Zone
I	2006-2008	keine	Schwimmdecke (Wasserlinse), Schwebematte (Faden-Grünalgen)	Röhricht (Schilf, Wasserschwaden), Seggenried (Sumpfund Rispensegge)
II-1 nicht entschlammt	2006-2008	hoch	Schwimmdecke (Wasserlinse), Schwebematte (Faden-Grünalgen)	Röhricht (Rohrkolben, Rohrglanzgras)
II-1 entschlammt	2009-2010	gering	Schwimmdecke (Wasserlinse), Schwebematte (Faden-Grünalgen)	Röhricht (Rohrkolben, Rohrglanzgras)
II-2 entschlammt	2009-2010	gering	Schwimmdecke (Wasserlinse), Schwebematte (Faden-Grünalgen)	keine
III	2006-2010	gering	Schwebematte (Hornblatt), Schwimmblattrasen (Wasserhahnenfuß, Laichkraut), Grundrasen (Armleuchteralge)	Röhricht (Schilf, Rohrkolben)
IV	2009-2010	keine	Schwimmdecke (Wasserlinse), Schwebematte (Faden-Grünalgen)	Röhricht (Schilf)

Wie zu erwarten war, lag das Maximum der gespeicherten Stoffmenge in der oberirdischen Biomasse überwiegend beim Maximum der jährlichen Vegetationsausprägung im Sommer. Das Erreichen des Maximums war in den aquatischen Zonen deutlich variabler als in den amphibischen Zonen. Die gemessene Trockenmasse pro m² und damit die gespeicherte Stoffmenge von C, N und P war außerdem in den amphibischen Zonen meistens deutlich höher als in den aquatischen Zonen. Ursache ist die deutlich größere Biomassebildung der Pflanzenarten der amphibischen Zone.

Hinsichtlich des Potenzials der Makrophyten-Vegetation zum Nährstoffrückhalt ließen sich die Retentionsanlagen deutlich unterscheiden (Tabelle 10, Tabelle 11):

Anlage I > Anlage III > Anlage II > Anlage IV

Die Retentionsanlage I wies bei größter Fläche aller Anlagen mit Dominanz und stetiger Zunahme von flächig ausgeprägtem Röhricht das größte Potenzial zur temporären Stoffspeicherung in der oberirdischen Biomasse auf. Hinzu kam ein hohes Potenzial zur längerfristigen Stoffspeicherung in der Wurzel-Biomasse. Andererseits wurde das Potenzial nicht ausgeschöpft, da ein größerer Teil der Röhrichte nicht durchflossen wurde und somit nicht direkt zur Reinigung des Dränwassers beitrug (Abbildung 20). Die amphibische Vegetation wurde bei einem Deckungs-Anteil von 54-83 % der Anlagenfläche durch Schilf-

Wasserschwaden-Röhrichte sowie Seggenriede dominiert. Die aquatische Vegetation bestand bei einem Deckungsanteil von 2-13 % der Anlagenfläche fast ganzjährig aus einer Wasserlinsendecke und/oder Fadenalgen-Schwebematten und verringerte sich bis 2008 auf die Hälfte durch zunehmende Ausbreitung eines Wasserschwaden-Röhrichts.

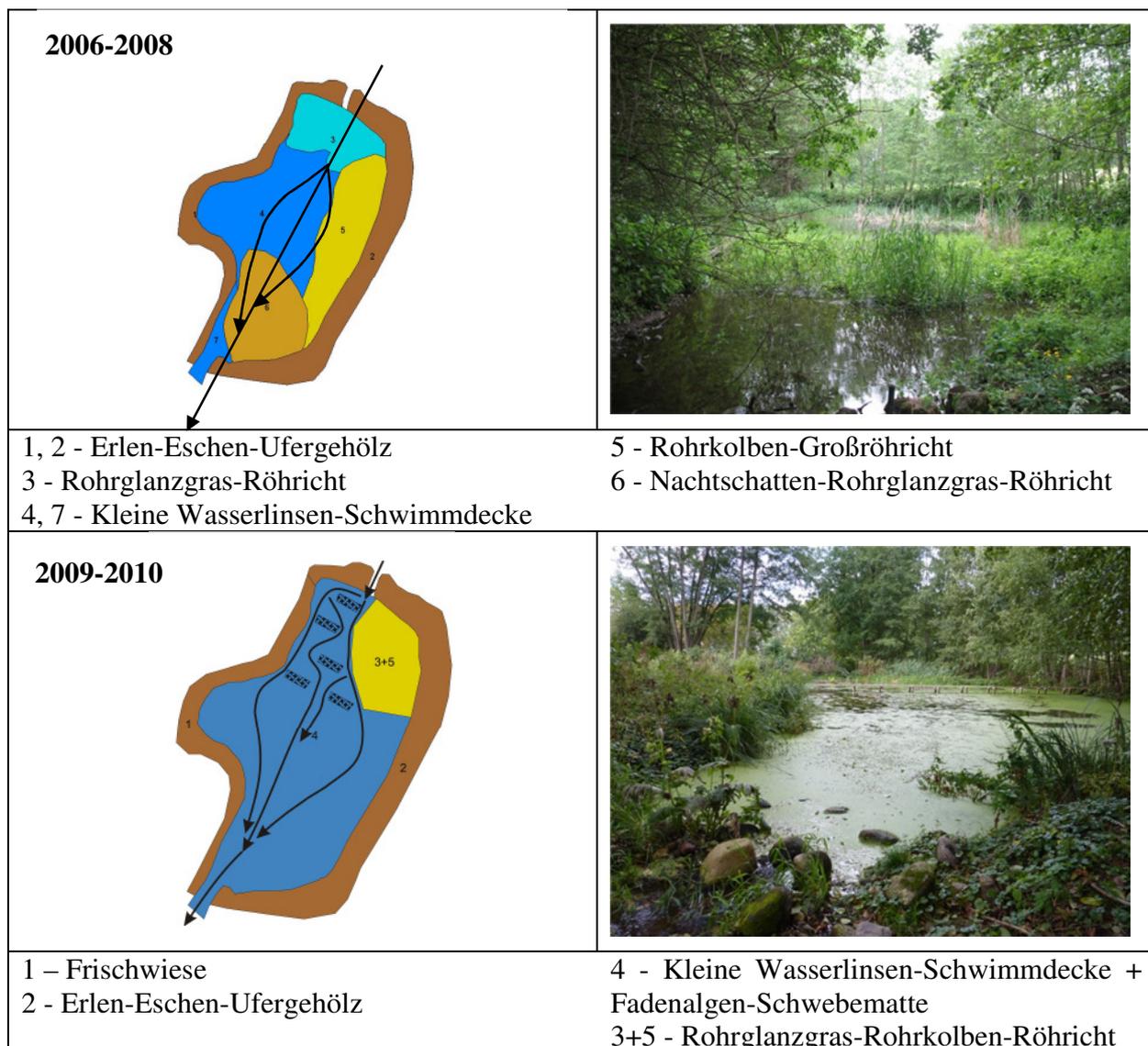
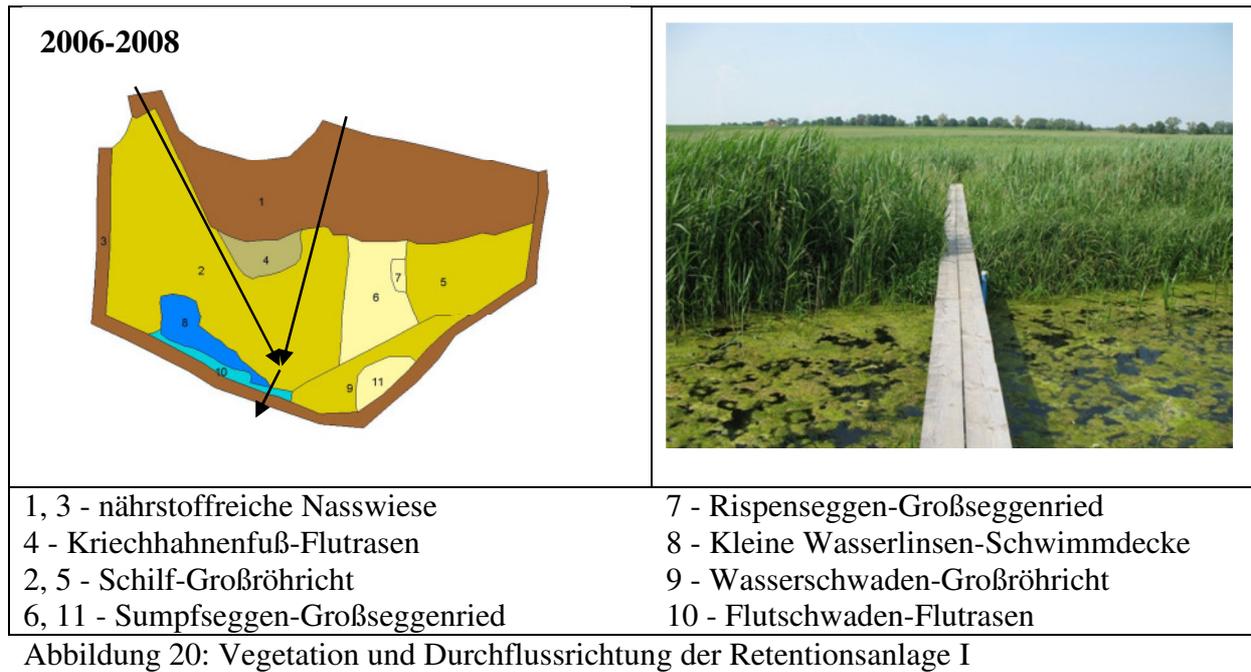
Der obere Teich 1 der Retentionsanlage II war bis Ende 2008 durch Bäume stark beschattet und hatte nur eine geringe Wassertiefe (max. 20 cm) infolge starker Verlandung durch Sedimentation von Partikeln aus dem in einem offenen Graben zufließenden Dränwasser. Die aquatische Vegetation war daher kaum ausgebildet (zeitweilig Wasserlinsendecke und/oder Fadenalgen-Matten). Der Deckungs-Anteil der amphibischen Vegetation betrug im Jahresverlauf 26 bis 55 % der Anlagenfläche (Rohrkolben- und Rohrglanzgrasröhrichte). Die amphibische Vegetation beschränkte sich auf den Rand des Teiches und wurde kaum durchflossen (Abbildung 21). Die ermittelte Biomasse war kleiner als in den Anlagen I und III. Das Potenzial zum Stoffrückhalt durch die Vegetation war daher bis 2008 vergleichsweise am geringsten.

Durch die Entschlammung und die Gehölzauflichtung am Südufer im Winter 2008/2009 wurde der Anteil der aquatischen Zone deutlich erhöht. Der Anteil der amphibischen Zone, der als Wiederbesiedlungspotenzial belassen wurde, verringerte sich von 63 auf 12 %. Weiterhin wurde durch den Einbau von Strömungsverteilern im Zulaufbereich eine gleichmäßigere Durchströmung des Teiches erreicht. Mit der fast vollständigen Beseitigung der Beschattung bildete sich 2009 und 2010 in der aquatischen Zone eine ausgeprägte Vegetation aus Wasserlinsen-Schwimmdecke und Fadenalgen-Schwebematte aus (Abbildung 21). Das Ausbringen von Zartem Hornblatt zur Etablierung einer Schwebematte zeigte jedoch keinen Erfolg, so dass sich das Potenzial zum Stoffrückhalt durch die Vegetation daher bis 2010 nur geringfügig erhöhte.

Der untere Teich 2 der Retentionsanlage II war bis Ende 2008 ebenfalls durch Bäume stark beschattet und durch eine geringe Wassertiefe infolge starker Verlandung gekennzeichnet. **Nach der Entschlammung und der Gehölzauflichtung am Südufer im Winter 2008/2009** stellte sich eine ähnliche Situation wie in Teich 1 ein. Die Entschlammung führte außerdem zu steilen und sehr schmalen Ufern, so dass die amphibische Zone nur marginal ausgeprägt war und somit nur die Vegetation der aquatischen Zone zum Stoffrückhalt beitragen konnte (Abbildung 22). Das Potenzial zum Stoffrückhalt durch die Vegetation erhöhte sich daher bis 2010 genauso wie im Teich 1 der Anlage II nur geringfügig.

Die Retentionsanlage III entstand Anfang 2006 durch Entschlammung eines mit Schilfröhricht verlandeten Kleingewässers. Die amphibische Vegetation beschränkte sich daher zunächst auf den Ufersaum mit 50 % der Anlagenfläche und wurde von einem Schilfröhricht dominiert. Die freie Wasserfläche der aquatischen Zone wurde gleichmäßig durchströmt und es entwickelte sich bis 2007 eine dichte gut strukturierte aquatische Vegetation aus Schwebematte, Schwimmblattflur und Grundrasen. Im weiteren Verlauf wurde diese aquatische Vegetation zügig durch stetig wachsende Inseln des Rohrkolben-Röhrichts in Anlagenmitte sowie durch das von den Rändern einwachsende Schilf-Röhricht verdrängt (Abbildung 23). Damit sank der Anteil der aquatischen Vegetationszone mit offener Wasserfläche von 50 auf 25 % und die Biomasse-Bildung insbesondere der wurzelnden Röhrichtarten nahm zu. Im Ergebnis stieg das Potenzial zum Nährstoffrückhalt durch die Vegetation.

In der Retentionsanlage IV wurde bei ihrer Installation Anfang 2009 eine Landzunge eingebaut, die einerseits als Strömungsleiter fungiert andererseits aber auch die Entwicklung einer amphibischen Zone ermöglichen sollte. Dazu wurde die Landzunge mit Schilf bepflanzt (Abbildung 24). Bis 2010 entwickelten sich ein Schilf-Röhricht auf der Landzunge sowie temporäre Wasserlinsen-Schwimmdecken und Fadenalgen-Schwebematten in der aquatischen



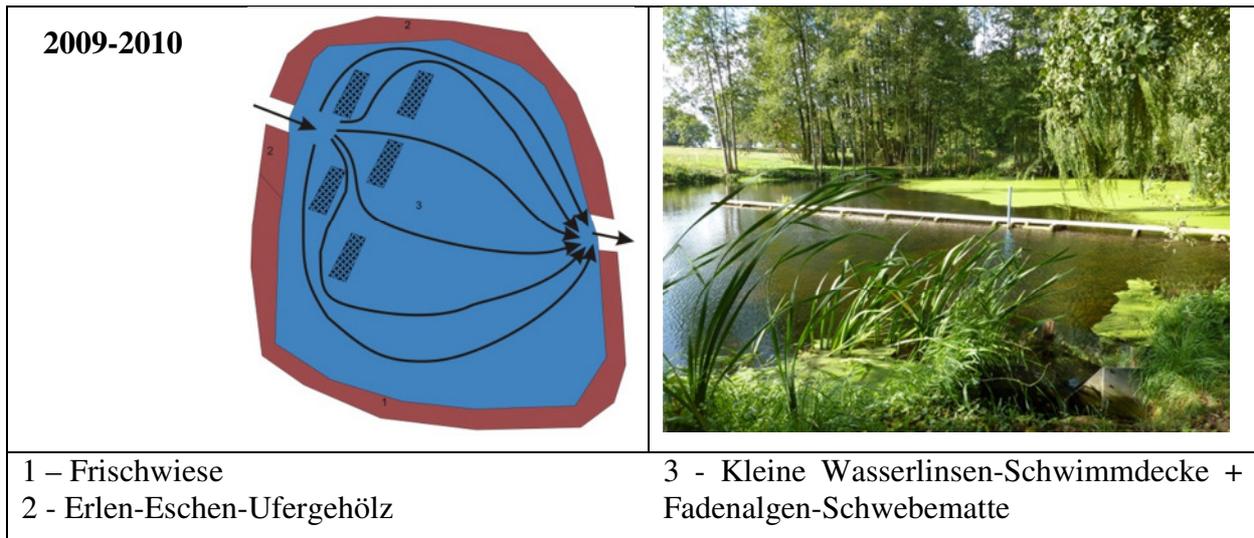


Abbildung 22: Vegetation und Durchflussrichtung der Retentionsanlage II Teich 2

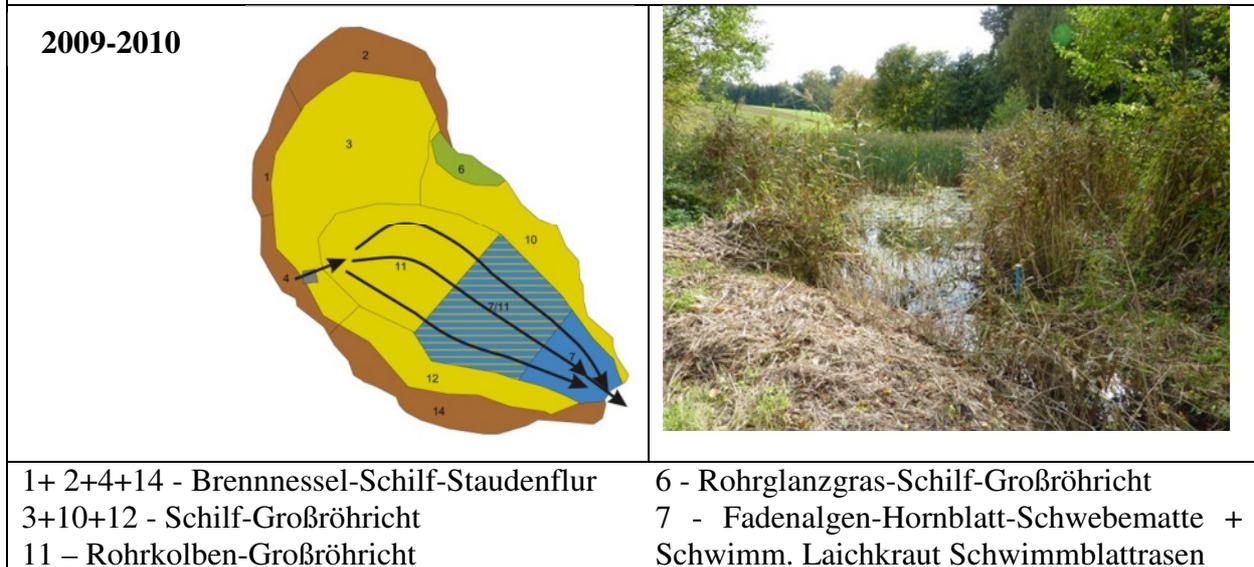
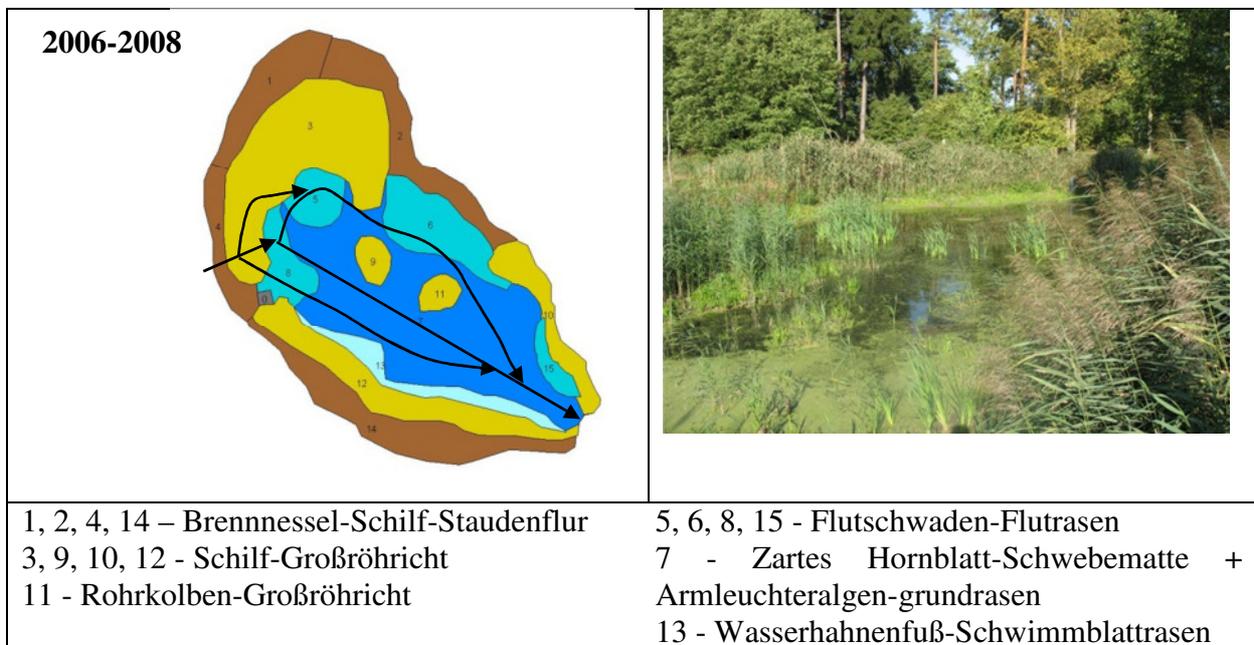


Abbildung 23: Vegetation und Durchflussrichtung der Retentionsanlage III

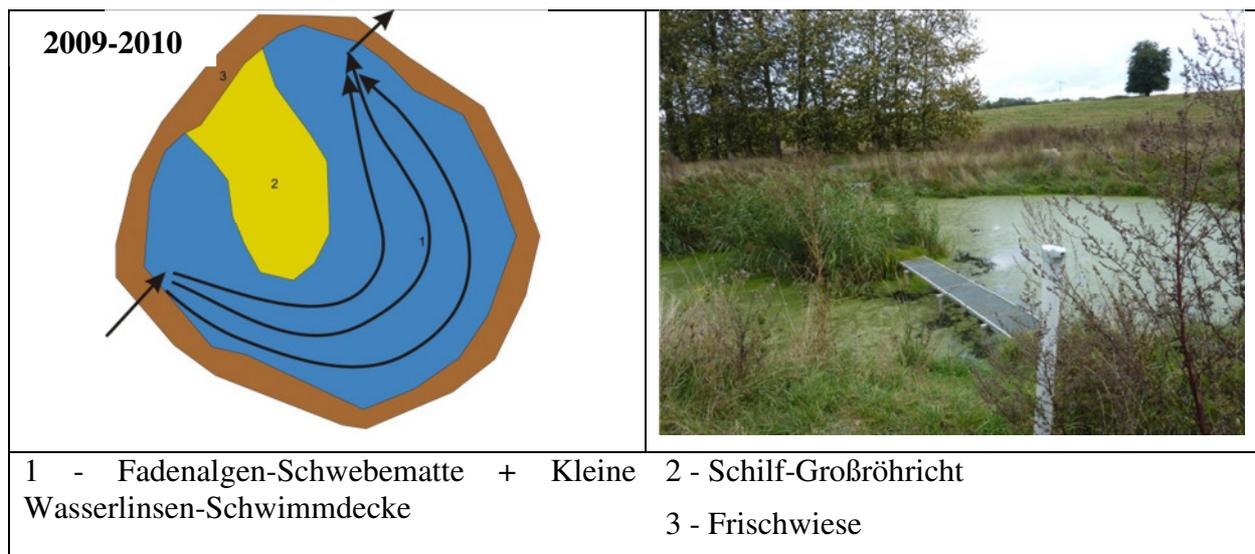


Abbildung 24: Vegetation und Durchflussrichtung der Retentionsanlage IV

3.3.3.2 Differenzierung der Wirksamkeit verschiedener Bereiche der Retentionsanlagen für den Stoffrückhalt

Für die Nutzung des Potentials einer Retentionsanlage zum Stoffrückhalt ist es erforderlich den durchströmten Bereich auf die gesamte Anlagenfläche auszudehnen und damit überall einen ständigen Austausch des Anlagenwassers durch neueres Dränwasser zu ermöglichen.

Aus visuellen Beobachtungen ab 2006 konnte jedoch geschlossen werden, dass in den Anlagen I, II und III viele Anlagenbereiche nicht ausreichend an diesem Wasseraustausch beteiligt waren. Das betraf insbesondere die Anlage I, deren Situation jedoch nicht verbessert werden konnte. Die im Winter 2008/2009 geplante Entschlammung der Anlage II wurde jedoch mit dem Einbau von Strömungsleiteinrichtungen im Zulaufbereich beider Teiche der Anlage verbunden, so dass die Durchströmung der gesamten Anlagenfläche deutlich verbessert werden konnte. Zusätzlich wurde der Lichteinfall in beiden Teiche der Anlage mit einer Gehölzauflichtung an den Südufern erhöht. Die Anlage IV ist dann Anfang 2009 bereits unter Berücksichtigung der Erfahrungen aus den anderen Pilotanlagen installiert worden.

Ab 12/2008 wurden Untersuchungen zur kleinräumigen Variabilität der Stoffkonzentrationen in den verschiedenen Anlagenbereichen aller Anlagen auch in Abhängigkeit von der Jahreszeit durchgeführt (Tabelle 12), um den Wasseraustausch des Anlagenwassers mit dem Dränwasser charakterisieren zu können.

Hierbei ordnet sich die kleinräumige Variabilität der Anlagen wie folgt:

Anlage I > Anlage III > Anlage IV und Anlage II (Teich 1 und 2)

Das Ergebnis entspricht wie zu erwarten den Gegebenheiten hinsichtlich der Beeinflussung der Verteilung des zufließenden Dränwassers in Abhängigkeit von der Morphologie und Ausprägung der Makrophyten-Vegetation der Anlagen. Die neu angelegte Anlage IV und die entschlammten Teiche 1 und 2 der Anlage II wiesen innerhalb der Anlage keine Strömungshindernisse durch ihre Morphologie und Vegetation auf. Außerdem wirken sich die Landzunge der Anlage IV und die Faschinen am Zulauf der Teiche der Anlage II günstig auf die Durchmischung des Wassers aus. In Anlage III verringerte sich die Durchmischung stetig über 5 Jahre durch immer dichter werdende Röhrichte an den Rändern und im Bereich zwischen Zulauf und Mitte der Anlage. Die Anlage I wies von Beginn an die ungünstigsten Bedingungen für eine Durchmischung auf. Hier konzentrierte sich die Strömung offensichtlich auf die bereits vor dem Bau der Anlage vorhandenen Gräben zwischen den

zwei Dränzuläufen und dem Ablauf. Hinzu kommt ein sehr hoher Anteil von Schilfröhricht und Seggenried an der Fläche der Anlage, der nicht oder kaum durchströmt wird. Bei zunehmendem Anteil dichter Röhrichtbestände kann auch Wind nicht mehr zusätzlich zu einer Durchmischung beitragen.

Weiterhin fällt bei Betrachtung der Variabilität der einzelnen Parameter auf, dass sich generell in allen Anlagen die größte Variabilität bei $\text{NH}_4\text{-N}$, gefolgt von $\text{o-PO}_4\text{-P}$ und TP zeigt. Die Variabilität dieser Parameter ist neben der Durchmischung hauptsächlich durch kleinräumige Stoffumsatzprozesse geprägt (Bildung und Abbau von Biomasse, Sediment-Wasser-Wechselwirkung).

Ansonsten ist in den weniger gleichmäßig durchströmten Anlagen I und III die Variabilität von E0 , O_2 , $\text{NO}_3\text{-N}$ und SO_4 deutlich erhöht gegenüber den Anlagen II und IV. In der Anlage III stieg die Variabilität von 2008 bis 2010 infolge der Zunahme wenig durchströmter Röhrichtzonen deutlich an. Hiermit wird einerseits das Problem der geringeren bzw. zeitlich verzögerten Einbeziehung der Röhricht-Zonen in den Stoffumsatz zum Abbau des Nitrats aus dem Dränwasser deutlich. Andererseits sind diese weniger durchströmten Zonen durch Sauerstoffarmut gekennzeichnet und können somit zur Denitrifikation des anlageninternen Stoffpools beitragen.

Im Ergebnis ist die Methode der ersten Wahl der Einbau von Strömungsleiteinrichtungen (z. B. mit Faschinen o. ä.) im Zulaufbereich einer Retentionsanlage, um einen möglichst großen Teil der Anlage am Wasseraustausch des Anlagenwassers mit dem Dränwasser beteiligen zu können.

Tabelle 12: Variabilität der Wassergüte-Messwerte des Oberflächenwassers (in % Standardabweichung vom Mittelwert)

Datum	Anlage	pH	Leitf	Temp	E0	O2(%)	O2(mg)	Cl	NO3-N	SO4	o-PO4-P	NH4-N	TP	TN
02.12.08	I	1,51	19,77	19,83	213,78	31,11	31,68	15,86	177,28	94,29	55,30	96,40	50,13	101,74
15.12.08		1,62	22,24	11,20	302,52	23,02	23,37	24,45	189,43	79,94	38,46	88,73		80,97
01.12.08	II-1	2,23	2,41	20,72	8,16	17,82	15,80	4,90	24,30	3,28	16,19	56,16	13,67	21,88
01.09.09		1,24	1,04	1,24	2,02	19,58	19,62	0,95	2,46	0,46	21,79	42,00	18,76	
17.11.09		0,60	0,22	0,90	30,26		9,18	8,86	0,98	1,44	0,60	1,41	37,82	
04.12.09		0,48	0,18	8,01	19,49	4,92	4,99	0,33	0,94	0,45	4,67	87,65		
09.06.10		2,52	1,61	13,46	8,96	12,25	11,29	3,22	22,28	3,26	12,94	125,37		
01.09.09		II-2	0,97	0,35	1,60	2,96	17,82	17,22	0,51	3,38	15,93	36,40	42,64	32,20
17.11.09	0,22		0,24	1,16	6,40	1,42	1,27	0,30	1,14	0,27	2,66	42,57	3,78	
14.12.09	0,22		0,13	9,35	10,24	1,37	2,02	0,33	0,59	0,45	1,61	22,36		
09.06.10	1,74		2,64	5,55	7,84	8,86	9,48	2,07	9,22	2,62	18,76	91,86		
01.12.08	III	1,56	2,85	94,85	5,41	28,40	25,20	5,16	17,53	2,70	29,39	28,15	34,70	16,49
15.12.08		0,83	3,10	34,49	5,65	21,74	19,51	18,03	9,93	1,71	53,40	74,29		10,98
01.09.09		0,61	3,08	3,86	11,61	21,05	20,08	0,95	44,68	23,80	145,41	130,19	127,22	
17.11.09		1,90	4,50	13,00	19,54	46,81	45,03	1,82	34,86	4,59	56,18	60,93	83,12	
04.12.09		7,73	599,00	1,50	175,00	71,00	10,00	19,05	12,68	59,72	0,06	0,03		
09.06.10		2,05	1,48	10,25	52,86	52,52	56,08	2,99	108,27	7,99	35,06	93,97		
02.12.08	IV	0,36	0,20	15,08	3,10	0,60	1,88	1,86	0,52	0,70	42,63	40,70	46,07	0,38
15.12.08		0,32	1,12	13,89	4,65	0,49	1,88	1,43	0,96	0,77	25,42	61,88		4,84
01.09.09		0,50	0,39	0,80	3,55	3,38	2,88	0,75	1,05	0,70	6,77	29,46	13,89	
17.11.09		0,27	1,42	1,92	11,14	4,94	5,08	1,99	0,51	1,00	6,22	62,18	7,33	
14.12.09		0,25	0,10	7,61	0,91	0,86	0,41	0,52	0,32	0,47	2,51	25,53		
09.06.10		0,15	0,29	0,39	7,52	7,34	6,76	0,48	2,57	0,63	7,02	71,90		

 = Standardabweichung vom Mittelwert > 20 %

 = Standardabweichung vom Mittelwert > 50 %

3.3.3.3 Quantifizierung des Beitrags relevanter Stoffumsatzprozesse zum anlageninternen Nährstoffrückhalt

Zur Quantifizierung des Beitrags der relevanten Stoffumsatzprozesse zum anlageninternen Nährstoffrückhalt wurden zunächst die flächennormierten Umsatzraten in Abhängigkeit von der Jahreszeit getrennt in den aquatischen und amphibischen Zonen der Retentionsanlagen für die Bilanzjahre von 2006 bis 2010 ermittelt. Die Urdaten sind im Anhang in Tabelle A 11 (Stickstoff), Tabelle A 12 (Phosphor) und Tabelle A 13 (Kohlenstoff) dargestellt. Fehlstellen für nicht gemessene Umsatzraten wurden nachfolgend, wie im Kap. 2.3.2 methodisch beschrieben, ergänzt. Im Ergebnis zeigen die Tabelle A 14 (Stickstoff) und die Tabelle A 15 (Phosphor) des Anhangs die gemessenen und geschätzten flächennormierten Stoffumsatzraten in Abhängigkeit von der Zone und Jahreszeit. Auf dieser Basis erfolgte sowohl die Berechnung der prozentualen Anteile der einzelnen Prozesse am Stoffumsatz von Stickstoff (Tabelle A 16) und Phosphor (Tabelle A 17) als auch die Hochrechnung des summarischen Stoffumsatzes von Stickstoff (Tabelle A 18) und Phosphor (Tabelle A 19) entsprechend Kap. 2.3.2.

Zusammenfassend für die Bilanzjahre zeigen die Tabelle 13 (Stickstoff) und die Tabelle 14 (Phosphor) die Ergebnisse der Hochrechnung des summarischen flächennormierten

Stoffrückhalts der einzelnen Prozesse sowie des absoluten anlageninternen Stoffrückhalts für die Retentionsanlagen pro Bilanzjahr. Der prozentuale Anteil der einzelnen Prozesse am Nährstoffumsatz der aquatischen und amphibischen Zonen der Anlagen ist in Tabelle 15 (Stickstoff) und Tabelle 16 (Phosphor) dargestellt. Insgesamt ergeben sich deutliche Unterschiede im summarischen anlageninternen Stoffrückhalt pro Jahr sowie im Beitrag der einzelnen Prozesse zum Stoffumsatz bzw. -rückhalt der Anlagen und ihrer Zonen, was Tabelle 17 zusammenfassend verdeutlicht.

Summarischer Nährstoffrückhalt der Anlagen

Insgesamt gesehen zeigte sich aus der Analyse der untersuchten Prozesse ein deutlicher summarischer anlageninterner Rückhalt sowohl von Stickstoff als auch von Phosphor für alle Anlagen zu allen Jahreszeiten von 2006-2010.

Betrachtet man den absoluten summarischen Stoffrückhalt, so ergibt sich folgende Rangfolge:

- Anlage I > Anlage II, Teich 1 > Anlage III > Anlage II, Teich 2 > Anlage IV

Hierbei hebt sich der größte summarische absolute Stoffrückhalt der Anlage I auf Grund ihrer größten Fläche mit einem hohen Anteil von Röhricht mit hohem Speicherpotenzial deutlich von den anderen Anlagen ab. Die Anlage IV hat die kleinste Fläche.

Betrachtet man den flächennormierten summarischen Stoffrückhalt, so ist die Rangfolge:

- Anlage II, Teich 1 > Anlagen I und III > Anlage IV > Anlage II, Teich 2

Hierbei resultiert der vergleichsweise hohe Rückhalt aus folgenden verschiedenen Gründen:

- Anlage I: hoher Anteil der amphibischen Zone mit Röhricht, hoher diffuser Flux von Nitrat in das Sediment (hohe Nitrat-Konzentration des Dränwassers)
- Anlage II, Teich 1: hohe Sedimentationsrate durch Speisung über den offenen Drängraben mit randlichen Einflüssen durch Bodenerosion, hoher diffuser Flux von Nitrat in das Sediment (hohe Nitrat-Konzentration des Dränwassers)

Der vergleichsweise mittlere Rückhalt hat folgende Gründe:

- Anlage III: allmählich zunehmender Stoffrückhalt bis 2010 durch Zunahme der Vegetation und Sedimentationsrate nach Entschlammung bei Neuanlage 2006, Rücklösung von Ammonium aus dem Sediment durch im Vergleich der Anlagen geringe Nitrat-Konzentration des zufließenden Dränwassers

Der vergleichsweise geringste Rückhalt ist auf folgende Gründe zurückzuführen:

- Anlage IV: gering entwickelte Vegetation nach Neuanlage Anfang 2009 auf einem terrestrischen Standort ohne Feuchtgebietsvegetation
- Anlage II, Teich 2: gering entwickelte aquatische Vegetation und Fehlen amphibischer Vegetation nach Entschlammung Anfang 2009

Bezüglich des Phosphors war generell eine mehr oder weniger starke summarische Rate der Rücklösung aus dem Sediment durch diffusiven Flux in allen Anlagen und Jahren zu verzeichnen. Die flächennormierte jährliche Rate war jedoch in der Regel deutlich geringer als die Sedimentationsrate und die Speicherung in der Biomasse der Vegetation. Lediglich in der Anlage I war 2006 und 2008 summarisch die Rücklösung aus dem Sediment größer als die Sedimentation.

Bezüglich des Stickstoff-Rückhalts durch Denitrifikation zeigte sich nur im Jahr 2007 eine deutlich erhöhte summarische Rate in der Anlage II, Teich 1 und der Anlage III. Ansonsten war der Rückhalt durch Denitrifikation in allen Anlagen deutlich geringer als durch Sedimentation und Speicherung in der Vegetation.

Auffällig ist der Trend in der Entwicklung der Denitrifikation der Anlage III. So stieg die Denitrifikation nach Neuanlage von 2006 bis 2007 deutlich an, um dann bis 2010 gegenläufig zum Ansteigen der Sedimentation, der Biomasse der Vegetation und der Stickstoff-Konzentration im zufließenden Dränwasser sehr stark abzufallen. Ursachen könnten zunächst

gute Bedingungen durch eine große Besiedlungsfläche der in Anlage III vergleichsweise am stärksten ausgeprägten und vielfältigen aquatische Vegetation (Schwimmdecke, Schwebematte und wurzelnde Makrophyten), eine gute Verfügbarkeit von Kohlenstoff durch schnell abbaubare Biomasse der sich entwickelnden aquatischen Vegetation sowie Sauerstoffdefizite über dem Sediment durch die vergleichsweise große Wassertiefe sein. Dem folgte ab 2008 eine zunehmend starke Vermehrung von langsamer abbaubaren Röhrichtarten (Rohrkolben, Schilf) in der aquatischen Zone. Eine Nitratlimitation durch die stark zunehmende Vegetation spielte jedoch für den Rückgang der Denitrifikation offensichtlich keine Rolle, da ab Herbst 2009 sowohl die Nitrat- als auch die Ammoniumkonzentration am Gewässergrund deutlich anstiegen (Abbildung 25).

Andererseits war die Denitrifikation bei der Anlage II, Teich 1 im Jahr 2007 auch unter den Bedingungen einer starken Verlandung durch anaeroben nährstoffreichen Schlamm, geringer Wassertiefe (< 20 cm), sehr gering ausgebildeter aquatischer Vegetation und starker Zufuhr von Stickstoff aus dem Dränsystem sehr hoch. Nach Entschlammung der Teiche 1 und 2 der Anlage II im Winter 2008/9 war die Denitrifikation niedriger.

In Anlage I war die Denitrifikation deutlich geringer, möglicherweise durch ein geringeres Angebot leicht verfügbarer Kohlenstoffquellen (anstehender Schilf- und Seggentorf nach Entschlammung beim Bau der Anlage, kaum submerse aquatische Vegetation).

In der Anlage IV war die Denitrifikation nach Neuanlage im Jahr 2009 zunächst gering und stieg im Jahr 2010 etwas an, möglicherweise durch Sedimentation von abgestorbener Biomasse der sich entwickelnden Wasserlinsen und Fadenalgen (C-Quelle) und resultierender Sauerstoffarmut über dem Sediment.

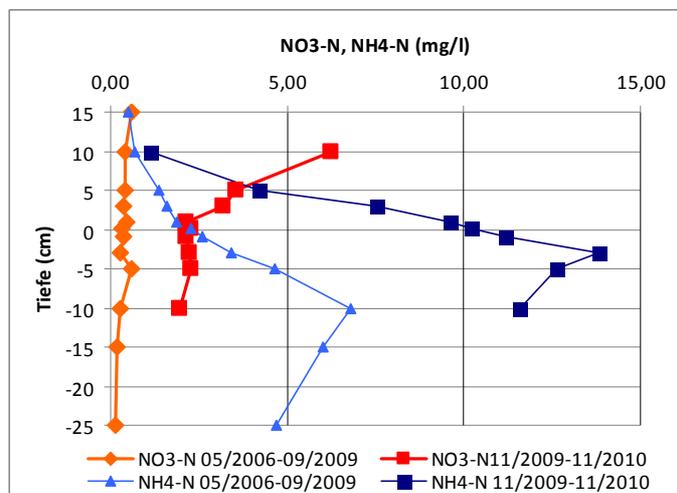


Abbildung 25: Entwicklung der Konzentrationen von Nitrat und Ammonium am Gewässergrund der Retentionsanlage III

Beitrag der Prozesse zum Nährstoffumsatz bzw. -rückhalt in den Vegetationszonen der Anlagen

Den höchsten Beitrag zum Stoffumsatz bzw. -rückhalt von Stickstoff und Phosphor lieferte die gemessene temporäre Speicherung in der oberirdischen lebenden Biomasse der Röhrichte der amphibischen Zonen im Frühjahr und Sommer. Die geschätzte Speicherkapazität durch Umlagerung der Stoffe in die Wurzeln und Verbleib im Detritus nach vollständigem Absterben der lebenden Biomasse im Herbst und Winter machte vermutlich immer noch den höchsten Anteil am Stoffrückhalt aus. Das betraf insbesondere die Anlage I mit dem höchsten

Flächenanteil der amphibischen Zone sowie zunehmend die Anlage III durch starke Ausbreitung der Röhrichtvegetation von 2006 bis 2010. Bei starker Ausprägung aquatischer Vegetation, insbesondere submerser Makrophyten, konnte auch in der aquatischen Zone ein bedeutender, aber kleinerer Anteil der Nährstoffe temporär gespeichert werden (besonders Anlage III, weniger Anlagen I und IV). Zu starke Beschattung und Verschlammung bewirkten bis 2008 ein weitgehendes Fehlen aquatischer Vegetation in der Anlage II. Nach der Entschlammung und Gehölzauflichtung konnte der Beitrag der Nährstoffspeicherung in der aquatischen Vegetation durch Bildung von Wasserlinsendecken etwas erhöht werden.

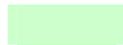
Den zweithöchsten Anteil am Stoffumsatz bzw. -rückhalt hatte in der Regel die gemessene Sedimentation von Stickstoff und Phosphor in der aquatischen Zone in allen Anlagen. Hierbei war die Sedimentation von Phosphor im oberen Teich 1 der Anlage II sowie in Anlage IV besonders hoch, deren Dränabflüsse teilweise auch Stoffe aus offenen durch Bodenerosion beeinflussten Gräben des Dränsystems mitführten. In der Anlage II spielte bei sehr geringer Wassertiefe auch zeitweise windbedingte Resuspension eine Rolle.

Einen gleich hohen Anteil am Stoffumsatz bzw. Rückhalt wie die Sedimentation hatte der diffusive Flux von Stickstoff aus dem Wasserkörper in das Sediment beim oberen Teich 1 der Anlage II infolge sehr hoher Nitrat-Konzentration des zufließenden Dränwassers. Ansonsten hatte der diffusive Flux von Stickstoff und Phosphor in allen Anlagen und Zonen den geringsten Anteil am Stoffumsatz. Hierbei trug der diffusive Flux von Stickstoff bei hoher Nitrat-Konzentration des Dränwassers zum Stoffrückhalt bei (Anlagen I, II, IV), während bei geringer Nitrat-Konzentration des Dränwassers die Freisetzung von Ammonium aus dem Sediment durch diffusiven Flux dominierte (Anlage III). Bei Phosphor war generell eine Freisetzung aus dem Sediment in allen Anlagen zu verzeichnen. Bis auf wenige Ausnahmen war daher die Nettosedimentation in allen Anlagen positiv und trug somit zum Stoffrückhalt von Stickstoff und Phosphor bei.

Den dritthöchsten Anteil am Stoffumsatz bzw. -rückhalt hatte die Gasemission von Stickstoff durch Denitrifikation. Hierbei war die Denitrifikation in der aquatischen Zone höher als in der amphibischen Zone. Die höchsten Denitrifikationsraten waren zeitweilig in der Anlage III (2006 und 2007) gefolgt vom oberen Teich 1 der Anlage II (2007) zu verzeichnen. Zu den Gründen siehe oben.

Tabelle 13: Hochrechnung des anlageninternen Stickstoff-Rückhalts pro Bilanzjahr

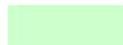
Anlage	Bilanz-jahr	Fläche (m ²)	N-Sedimen- tationsrate (g N m ⁻² a ⁻¹)	N-Flux (Diffusion) (g N m ⁻² a ⁻¹)	N-Entgasung (Denitrifikation) (g N m ⁻² a ⁻¹)	Max. N-Speicherung in oberirdischer lebender Makrophyten- Biomasse (g N m ⁻² a ⁻¹)	N-Speicherung in Wurzeln und Detritus aus oberirdischer Biomasse wurzelnder Makrophyten (g N m ⁻² a ⁻¹)	Summe flächen- normierter N-Rückhalt (g N m ⁻² a ⁻¹)	Summe absoluter N-Rückhalt (kg N a ⁻¹)	
I	2006	5277	10	31		40	19			
	2007		20	10	3	74	36	69	365	
	2008		10	4	1	62	29	44	234	
II-1	2006	641	41	16		53	26			
	2007		13	33	26	44	22	94	60	
	2008		20	18	3	48	24	66	42	
	2009		33	10	8	71	33	84	54	
II-2	2009	1593	11	2	7	9	0	20	32	
	2010		11	2		6	0			
III	2006	645	9	0	10	14	7	26	17	
	2007		5	-1	21	33	12	37	24	
	2008									
	2009		23	-4	4	76	36	60	39	
IV	2009	260	27	3	3	24	3	35	9	
	2010		27	5	9	20	3	44	11	

 pos. = Rückhalt

 neg. = Freisetzung

Tabelle 14: Hochrechnung des anlageninternen Phosphor-Rückhalts pro Bilanzjahr

Anlage	Bilanz-jahr	Fläche (m ²)	P-Sedimen- tationsrate (g P m ⁻² a ⁻¹)	diffusiver P-Flux (g P m ⁻² a ⁻¹)	Max. P-Speicherung in oberirdischer lebender Makrophyten- Biomasse (g P m ⁻² a ⁻¹)	P-Speicherung in Wurzeln und Detritus aus oberirdischer Biomasse wurzelnder Makrophyten (g P m ⁻² a ⁻¹)	Summe flächen- normierter P-Rückhalt (g P m ⁻² a ⁻¹)	Summe absoluter P-Rückhalt (kg P a ⁻¹)	
I	2006	5277	1	-1,25	5	3	3	14	
	2007		2	-0,57	11	5	7	36	
	2008		1	-1,10	8	4	4	22	
II-1	2006	641	15	-0,32	7	4	18	12	
	2007		2	-0,07	6	3	5	3	
	2008		5	-0,09	6	3	8	5	
	2009		8	-0,22	9	4	12	8	
II-2	2009	1593	2	-0,10	1	0	1	2	
	2010		2	-0,17	1	0	1	2	
III	2006	645	1	-0,43	1	1	1	1	
	2007		0	-0,62	3	1	1	1	
	2008								
	2009		4	-0,29	9	4	8	5	
IV	2009	260	10	-0,03	2	0	10	3	
	2010		4	-0,03	2	0	5	1	

 pos. = Rückhalt

 neg. = Freisetzung

Tabelle 15: Anteil der Prozesse am flächennormierten Stickstoff-Umsatz der Vegetationszonen

Anlage	Bilanz-jahr	N-Sedimentationsrate		N-Flux (Diffusion) an der Sedimentoberfläche		N-Entgasung (Denitrifikation)		N-Speicherung in oberirdischer lebender Makrophyten-Biomasse	
		%		%		%		%	
		aq	am	aq	am	aq	am	aq	am
I	2006								
	2007	33-42-47	7-11-18	3-17-40	1-6-15	2-13-22	0-1-3	3-28-59	65-82-92
	2008	14-22-31	2-17-48	7-11-16	2-7-18	7-14-20	0-1-2	37-53-63	33-75-96
II-1	2006								
	2007	8-21-36	3-6-9	35-47-53	11-15-24	11-30-39	3-14-19	0-2-4	49-65-78
	2008	20-45-85	4-12-32	15-44-68	4-9-16	1-4-6	1-2-3	0-6-16	62-76-90
	2009	19-44-82	2-21-43	3-15-37	0-6-10	0-13-38	2-4-6	0-28-73	51-69-92
II-2	2009	23-29-40		5-6-7		0-19-56		15-46-72	
	2010	14-25-38		2-5-9		0		54-70-84	
III	2006	3-26-53	1-12-30	0-3-6	0-1-1	9-39-84	4-17-31	3-32-84	39-70-93
	2007	0-10-19	0-6-8	1-3-4	0-2-3	1-37-78	2-26-49	18-51-84	47-67-91
	2008								
	2009	11-31-44	4-10-15	4-5-6	1-2-2	0-6-20	0-2-6	52-59-65	83-86-88
IV	2009	12-41-73	9-31-48	0-9-18	0-7-16	0-4-7	0-1-2	19-46-82	35-61-89
	2010	13-46-69	7-27-52	5-8-15	3-4-7	0-9-34	2-15-34	25-37-47	33-54-75

aq-aquatiscche Zone, am-amphibische Zone

45-66-88 Minimum-Mittelwert (MW)-Maximum

MW > 10 %

MW > 25 %

MW > 50 %

% der Absolutsumme des flächennormierten Stickstoffumsatzes der aquat. bzw. amphib. Zone

Tabelle 16: Anteil der Prozesse am flächennormierten Phosphor-Umsatz der Vegetationszonen

Anlage	Bilanz-jahr	P-Sedimentationsrate		P-Flux (Diffusion) an der Sedimentoberfläche		P-Speicherung in oberirdischer lebender Makrophyten-Biomasse	
		%		%		%	
		aq	am	aq	am	aq	am
I	2006	1-21-61	1-5-12	1-16-54	0-18-63	37-63-97	35-77-95
	2007	25-47-70	8-11-18	0-10-18	0-3-6	30-43-60	75-86-91
	2008	23-32-36	6-18-50	11-22-30	2-15-44	36-46-60	7-66-92
II-1	2006	58-88-100	9-37-53	0-7-24	0-1-4	0-5-18	47-62-87
	2007	70-87-99	7-11-19	0-0-1	0-9-22	0-9-18	81-88-92
	2008	69-87-99	5-22-52	1-3-7	0	0-10-25	48-78-94
	2009	27-69-100	3-29-61	0-3-8	0-1-5	0-28-67	39-70-96
	2010	79-85-90	7-25-46	2-9-11	1-2-5	4-6-10	53-73-92
II-2	2009	29-49-74		2-3-6		20-48-70	
	2010	17-30-45		1-3-6		52-67-81	
III	2006	1-32-66	1-22-63	1-16-38	1-7-17	33-52-79	36-72-93
	2007	1-14-25	0-5-9	2-17-50	1-6-18	49-69-88	81-89-93
	2008						
	2009	26-40-53	8-14-22	2-3-4	1	45-56-70	77-85-90
IV	2009	63-79-98	42-60-74	0	0	2-21-37	26-40-58
	2010	52-64-70	25-38-51	0-0-1	0-0-1	30-35-47	49-61-74

aq-aquatiscche Zone, am-amphibische Zone

45-66-88 Minimum-Mittelwert (MW)-Maximum

MW > 10 %

MW > 25 %

MW > 50 %

Basis: % der Absolutsumme des flächennormierten Phosphorumsatzes der aquatischen bzw. amphibischen Zone

Tabelle 17: Dominante Prozesse für den anlageninternen Nährstoffumsatz –bzw. rückhalt

Anlage	Aquatische Zone		Amphibische Zone	
	Stickstoff	Phosphor	Stickstoff	Phosphor
I	Biomasse > Sedimentation	Biomasse > Sedimentation	Biomasse	Biomasse
II-1 nicht entschlammt	Flux > Sedimentation > Denitrifikation	Sedimentation	Biomasse	Biomasse > Sedimentation
II-1 entschlammt	Sedimentation > Flux > Biomasse	Sedimentation > Biomasse	Biomasse	Biomasse > Sedimentation
II-2 entschlammt	Biomasse > Sedimentation	Biomasse > Sedimentation	Zone nicht ausgeprägt	
III	Biomasse > Sedimentation > Denitrifikation	Biomasse > Sedimentation	Biomasse > Denitrifikation	Biomasse
IV	Biomasse = Sedimentation	Sedimentation > Biomasse	Biomasse > Sedimentation	Biomasse = Sedimentation

Prozesse geordnet in absteigender Reihenfolge

3.3.3.4 Quantifizierung der Emissionen klimarelevanter Gase

Durch mikrobiellen Stoffumsatz werden Stickstoff und Kohlenstoff zum Teil durch Gasemissionen an die Atmosphäre abgegeben. In Feuchtgebieten können die Emissionsraten insbesondere unter anaeroben Bedingungen sehr hoch sein. Während Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) als klimarelevant eingestuft werden, ist das für den elementaren Stickstoff (N₂) nicht der Fall.

Eine wesentliche angestrebte Reinigungsleistung der Retentionsanlagen ist die Eliminierung von Stickstoff aus dem Dränwasser durch Gasemission von N₂ infolge Denitrifikation bei möglichst geringer Emission des klimarelevanten Zwischenproduktes N₂O und der klimarelevanten Gase CO₂ und CH₄. In Tabelle 18 sind die flächennormierten täglichen Emissionsraten dieser Gase aus den aquatischen und amphibischen Zonen der Retentionsanlagen dargestellt.

Im Ergebnis der Untersuchungen zeigte sich, dass die Retentionsanlagen im laufenden Betrieb die genannte Zielstellung ohne Einschränkungen erfüllen. Die Emissionsraten von N₂ waren überwiegend mäßig bis hoch. Die klimarelevanten Emissionsraten von CO₂ können als mäßig sowie die von CH₄ und N₂O als gering bewertet werden.

Lediglich im ersten Jahr nach der Neuinstallation 2005/06 war bei den Anlagen I und III sowohl in den aquatischen als auch in den amphibischen Zonen eine zeitweilig erhöhte Emission von CO₂ und CH₄, kaum von N₂O zu verzeichnen. Dies ist auf den Überstau und die nachfolgende starke Erhöhung des mikrobiellen Stoffumsatzes durch den Abbau absterbender pflanzlicher Biomasse und freigelegter Torfschichten dieser Anlagen zurückzuführen, die ja in natürlichen Senken mit Feuchtgebietsvegetation errichtet wurden. In der ebenfalls neu errichteten Anlage IV trat dieser Effekt nicht auf, da sie auf einem Trockenstandort mit geringer verbleibender Biomasse errichtet wurde. In der Anlage II trat dieser Effekt ebenfalls nicht auf, da die Anlage zu Beginn der Untersuchungen bereits langjährig mit angepassten mikrobiellen Aktivitäten in Betrieb war und bis 2008 im vorgefundenen Zustand belassen wurde. Die vollständige Entschlammung der Anlage II Ende 2008 führte wie zu erwarten nicht zu einer Erhöhung der Gasemissionen.

Die geringen Emissionsraten von CH₄ sind offensichtlich darauf zurückzuführen, dass alle Anlagen ausreichend mit Sauerstoff versorgt waren, so dass sich keine länger andauernden Extremsituationen mit stark negativem Redoxpotential ausbilden konnten. Als Gründe sind die geringen Wassertiefen < 1 m, Entschlammung bei Neuinstallation (Anlagen I und III) bzw. später (Anlage II), ausreichender Durchfluss und Sauerstoffproduktion durch pflanzliche Biomasse anzunehmen. Nur bei sehr wenigen Sedimentproben war die Methanemission erhöht. Ursache können zeitweilig stark reduzierte Bedingungen im Mikromilieu der Sedimente sein. Außerdem ist für Methan die schnelle zeitweilige Freisetzung von akkumulierten Gasblasen bekannt.

Aus dem Vergleich der Gasemissionen der aquatischen und amphibischen Zonen der Retentionsanlagen zeigten sich für Stickstoff keine Unterschiede bei N₂O. Bei N₂ war ein deutlicher Unterschied nur in Anlage I zu verzeichnen, wo die Emissionsraten in der aquatischen Zone höher als in der amphibischen Zone waren. Als mögliche Ursache kommen die größere Wassertiefe (anaerobes Milieu) und die höhere Verfügbarkeit von leicht abbaubarem Kohlenstoff in der aquatischen Zone in Frage. Die Emissionsraten von CH₄ und CO₂ erreichten in den amphibischen Zonen zum Teil höhere Spitzenwerte als in den aquatischen Zonen übereinstimmend mit deutlich höherer Produktion pflanzlicher Biomasse der Röhrichte.

Die Emissionsraten von N₂O und N₂ zeigen keine deutliche Abhängigkeit von den Wasserstandsschwankungen der Retentionsanlagen. Offensichtlich sanken die Wasserstände im Sommer nicht auf ein so niedriges Niveau, dass eine stark erhöhte Lachgasfreisetzung infolge der Aufoxidierung der Sedimente initiiert würde, die infolge von Entwässerungen bei Feuchtgebieten bekannt ist. Einige schwach erhöhte Emissionsraten von N₂O im Sommer deuten auf diese Problematik hin. Die Emissionsraten von N₂ waren dagegen in der Tendenz wie aus der Literatur bekannt in Abhängigkeit von der Temperatur im Frühjahr und Sommer erhöht und im Herbst niedriger. Die Emissionsraten für den Winter wurden nicht gemessen, sondern mit 20 % des Herbstwertes berechnet als Grundlage für die Hochrechnung jährlicher Emissionen zur Bilanzierung des Stickstoffrückhalts der Retentionsanlagen.

Die Emissionsraten von CH₄ und CO₂ zeigten ebenfalls keine deutliche Abhängigkeit von den Wasserstandsschwankungen der Retentionsanlagen. Lediglich im Fall der Anlage II sanken die Raten beider Gase deutlich in der aquatischen Zone mit dem bis zur Teichsohle absinkenden Wasserstand in den Jahren 2006 und 2007 vor der Entschlammung übereinstimmend mit befunden aus der Literatur. Ansonsten waren in Anlage III die Emissionsraten von CH₄ im Sommer an den Orten schwach erhöht, an denen die Sauerstoffzehrung bei erhöhter Biomasseproduktion am größten ist.

Tabelle 18: Flächennormierte tägliche Gasemissionsraten aus den Retentionsanlagen

Anlage	Quartal	Stickstoff-Entgasung (Denitrifikation) (mg N ₂ -N m ⁻² d ⁻¹)		Lachgas-Entgasung (Denitrifikation) (mg N ₂ O-N m ⁻² d ⁻¹)		Methan-Entgasung (Methanogenese) (mg CH ₄ -C m ⁻² d ⁻¹)		Kohlendioxid- Entgasung (Atmung) (mg CO ₂ -C m ⁻² d ⁻¹)	
		aq	am	aq	am	aq	am	aq	am
		gering = < 2,7 mäßig = 2,7-13,6 hoch = > 13,6		gering = < 0,6 mäßig = 0,6-6 hoch = > 6		gering = < 240 mäßig = 240-4800 hoch = > 4800		gering = < 72 mäßig = 72-1000 hoch = > 1000	
I	Fr06			0,1	0,1	175,1	432,1	337,7	917,6
	So06			0,2	0,0	454,9	2074,8	848,1	3636,5
	He06			0,9	4,6	321,9	2037,4	1263,7	5175,4
	Wi06			0,2	0,9	161,3	1025,6	785,9	2974,2
	Fr07	47,5	14,3	0,1	0,1	0,7	13,9	308,1	772,9
	So07	16,1	10,6	-0,1	0,1	10,1	0,8	260,5	794,7
	He07	11,8	2,5	-0,1	0,0	-0,1	2,6	175,6	480,9
	Wi07	2,4	0,5	0,0	0,0	-0,1	4,0	154,8	557,2
	Fr08	17,9	1,7	0,1	0,0	0,0	5,3	134,0	633,4
	So08	21,7	1,3	0,3	0,1	1,1	1,1	151,8	487,0
	He08	25,5	0,9	0,4	0,3	2,2	6,1	169,6	340,6
	Wi08	5,1	0,2	0,1	0,1	-0,1	4,0	154,8	557,2
II-1	Fr06			0,3	0,1	9,1	11,2	311,9	334,9
	So06			0,0	1,4	2,0	2258,5	27,5	1170,4
	He06			0,1	0,2	93,3	3,6	233,2	113,2
	Wi06			0,0	0,0	80,3	7,2	953,3	982,8
	Fr07	85,5	101,7	0,8	1,4	67,4	10,8	1673,4	1852,4
	So07	81,0	96,7	0,1	0,1	0,8	0,8	346,2	231,4
	He07	61,1	94,5	0,0	0,1	0,1	0,1	82,4	178,7
	Wi07	12,2	18,9	0,0	0,0	0,1	14,7	132,4	206,7
	Fr08	6,7	14,5	0,0	0,0	0,2	29,2	182,4	234,6
	So08	5,3	13,4	0,0	0,0	0,4	14,7	192,1	195,7
	He08	4,0	12,4	0,0	0,0	0,0	0,2	201,7	156,7
	Wi08	0,8	2,5	0,0	0,0	1,3	7,4	175,1	172,2
	Fr09	33,9	10,8	0,1	0,0	2,6	14,6	148,5	187,7
	So09	67,0	19,2	0,1	0,0	-0,1	0,0	241,4	643,9
	He09	0,0	45,5	-0,02	0,01	0,2	0,1	164,3	127,1
	Wi09	0,0	9,1	0,0	0,0	2,6	0,1	139,4	134,0
Fr10	20,4	0,9	0,1	0,7	5,0	0,0	114,5	140,8	
So10	10,2	23,2	0,0	0,3	0,8	0,8	137,0	134,0	
He10	0,0	45,5	0,0	0,0	0,2	0,1	159,5	127,1	
Wi10	0,0	9,1	0,0	0,0	1,4	7,4	149,0	170,9	
II-2	Fr09	33,9		0,1		0,0		246,1	
	So09	41,8		1,4		0,0		287,0	
	He09	0,0		0,4		0,0		205,2	
	Wi09	0,0		0,1		0,0		230,9	
	Fr10					0,0		256,5	
	So10					0,0		287,0	
	He10	0,00		0,37		0,0		226,1	
III	Fr06	46,0	54,3	0,0	0,0	117,5	266,3	849,8	1600,9
	So06	23,0	12,2	0,0	3,3	300,9	569,3	716,7	5699,9
	He06	22,1	47,3	0,0	0,0	503,5	679,3	1551,2	1255,5
	Wi06	4,4	9,5	0,0	0,0	253,7	347,8	995,8	1012,3
	Fr07	134,2	181,8	0,0	0,2	3,9	16,4	440,5	769,1
	So07	61,7	29,4	0,2	-0,1	17,2	25,5	525,4	449,6
	He07	12,2	30,5	0,0	0,0	6,9	1,3	440,6	259,2
	Wi07	2,4	6,1	0,0	0,0	3,6	5,3	294,3	269,0
	Fr08	10,8	4,0	0,0	0,0	0,3	9,4	147,9	278,8
	So08								
	He08								
	Wi08								
	Fr09	39,1	31,5	0,0	0,1	0,1	1,4	319,5	276,4
	So09	7,3	7,3	0,0	0,0	3,2	3,2	322,5	259,1
	He09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	120,0	105,9
	Wi09	0,0	0,0	0,0	0,0	4,4	0,1	160,0	188,0
Fr10	0,0	0,0	0,1	0,0	8,8	0,1	199,9	270,1	
So10	0,0	0,0	0,1	0,0	11,6	95,6	313,3	464,9	
He10	0,0	0,0	0,1	0,0	1,3	0,0	342,0	272,2	
Wi10	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	1,8	151,4	152,3	
IV	Fr09	14,3	4,9	-0,1	0,0	5,5	0,6	390,6	434,3
	So09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	-0,1	196,5	76,7
	He09	16,2	0,8	0,1	0,0	0,1	0,0	180,5	150,3
	Wi09	3,2	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0	145,8	157,7
	Fr10	76,8	141,4	0,1	0,4	0,1	0,0	111,0	165,2
	So10	0,0	32,6	0,0	0,0	0,0	0,1	173,9	459,7
	He10	0,0	25,0	0,1	0,1	0,2	-0,1	147,3	172,1
Wi10	0,0	5,0	0,0	0,0	0,1	0,0	145,8	157,7	

aq-aquatische Zone, am-amphib. Zone, Fr-Frühjahr, So-Sommer, He-Herbst, Wi-Winter, schwarz-gemessen, rot-geschätzt

3.4 Wirkung von Maßnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistung der Retentionsanlagen

3.4.1 Wirkung der Biomasseentnahme aus Anlage III

Nach Installation der Retentionsanlage III Anfang 2006 durch Entschlammung eines mit Schilfröhricht verlandeten Kleingewässers beschränkte sich die amphibische Vegetation auf den Ufersaum und es entwickelte sich bis 2007 eine ausgeprägte aquatische Vegetation. Die Anlage wurde gleichmäßig durchströmt. Im weiteren Verlauf wurde die aquatische Vegetation stetig durch Röhricht in Anlagenmitte und von den Rändern verdrängt (siehe 3.3.3.1). Es ergaben sich folgende Defizite für den Nährstoffrückhalt:

- zunehmende unzureichende Durchströmung der Randbereiche mit amphibischer Vegetation
- Abnahme aquatischer Vegetation als leicht verfügbare Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation
- Zunahme temporärer Speicherung der Nährstoffe in der Makrophyten-Biomasse, wovon jedoch ein Teil nach Absterben der Vegetation im Winterhalbjahr im Wasserkörper rückgelöst wird

Zu den Terminen 11/2008 und 1/2010 wurde eine Mahd der oberen Teile des Röhrichts nach Ausbildung einer Eisfläche mit dem Ziel der Erhöhung des Nährstoffrückhalts durchgeführt. Der erwünschte Effekt konnte nicht nachgewiesen werden. Sowohl bei Stickstoff (Abbildung 26) als auch bei Phosphor (Abbildung 27) war der Rückhalt im Folgemonat ohne erkennbaren Grund deutlich geringer und stieg danach wieder an. Ansonsten ist der Nachweis offensichtlich generell schwierig, da die inner- und mehrjährige Schwankungsbreite des Rückhalts groß ist.

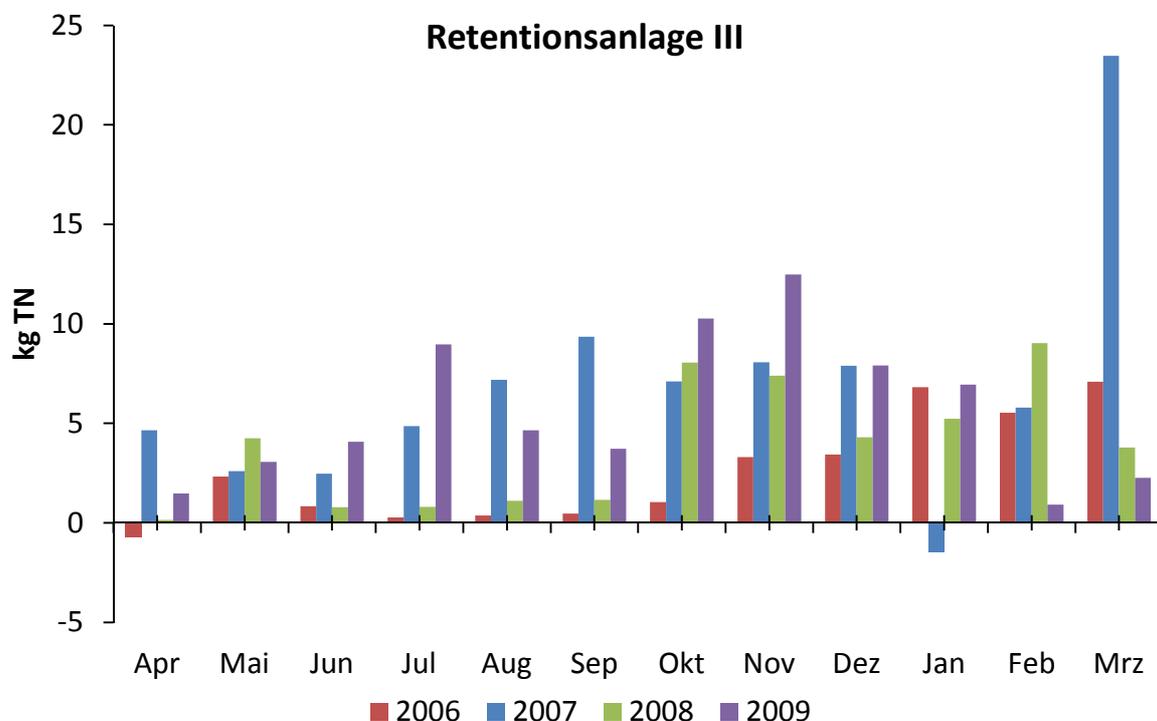


Abbildung 26: Rückhalt von Stickstoff in der Retentionsanlage III

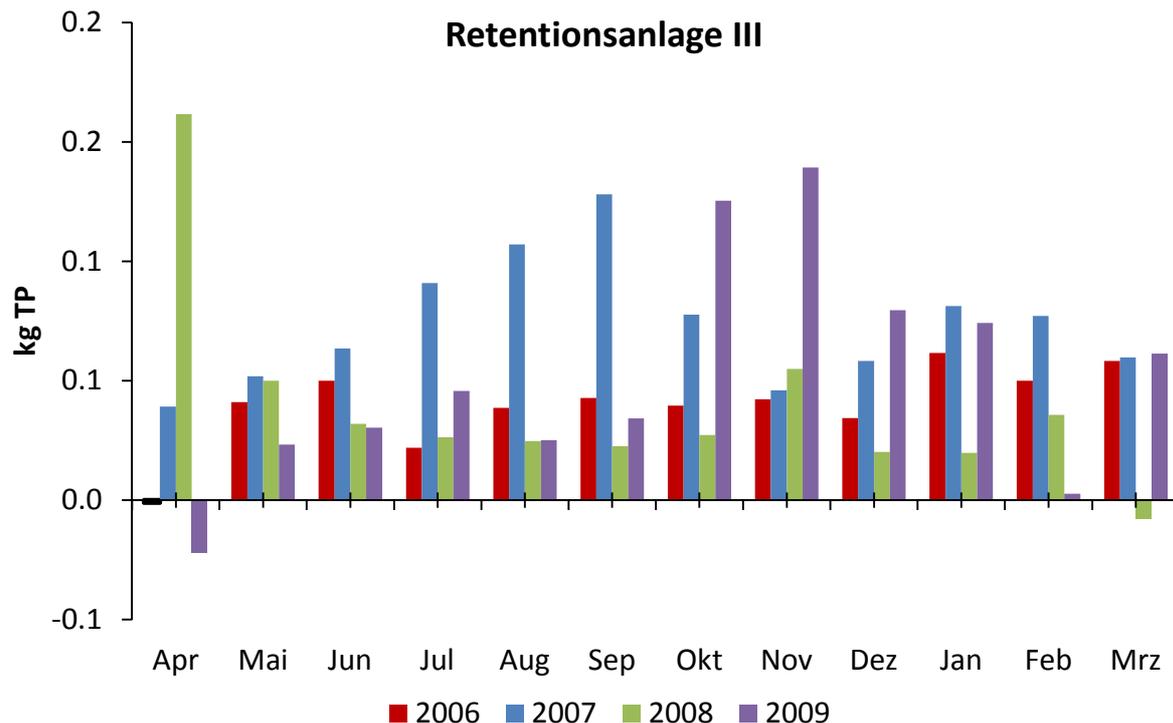


Abbildung 27: Rückhalt von Phosphor in der Retentionsanlage III

3.4.2 Wirkung der Entschlammung und Gehölzauflichtung von Anlage II

Die Anlage II mit dem oberen Teich 1 und dem unteren Teich 2 war bis 2008 durch starke Beschattung, Verschlammung mit nährstoffreichem Sediment, sehr geringe Wassertiefe (insbesondere Teich 1) und Konzentration des Durchflusses auf die Mitte der Teiche charakterisiert. Hieraus ergaben sich folgende Defizite für den Nährstoffrückhalt:

- weitgehendes Fehlen aquatischer Vegetation
- zeitweise wind- und durchflussbedingte Resuspension in der aquatischen Zone
- Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment bei Sauerstoffdefiziten
- unzureichende Durchströmung der Randbereiche mit amphibischer Vegetation

Die Entschlammung, Gehölzauflichtung, Installation von Strömungsverteilern im Zulaufbereich der Teiche und Ausbringen von Zartem Hornblatt zur Erhöhung des Nährstoffrückhalts zeigte 2009-2010 folgende gegenläufige positive und negative Wirkungen:

- erhöhte, jedoch nicht ausreichende temporäre Speicherung von Nährstoffen durch Entwicklung aquatischer Vegetation (Wasserlinsen, Fadenalgen), kein Erfolg der Entwicklung einer Hornblatt-Schwabematte (siehe Kap. 3.3.3.1 und 3.3.3.3)
- geringere Speicherung von Nährstoffen durch starke Reduktion (Teich 1) bzw. Fehlen (Teich 2) amphibischer Vegetation (siehe Kap. 3.3.3.1 und 3.3.3.3)
- deutliche Verbesserung der Durchströmung aller Bereiche beider Teiche (siehe Kap. 3.3.3.1 und 3.3.3.2)
- geringere Denitrifikation in beiden Teichen (siehe 3.3.3.3)
- deutliche Verringerung der Belastung der Sedimente mit Stickstoff und Phosphor und damit des Potenzials für die Stofffreisetzung aus dem Sediment (Abbildung 28)

Im Ergebnis wurde 2009 nur teilweise in der Vegetationsperiode (April, Juli, August) eine mäßige Erhöhung des Rückhalts von Stickstoff erreicht (Abbildung 29). Der Rückhalt von Phosphor erhöhte sich jedoch in der überwiegenden Anzahl der Monate deutlich (Abbildung 30) trotz steigender Konzentration des Phosphors im zufließenden Dränwasser ab 2009.

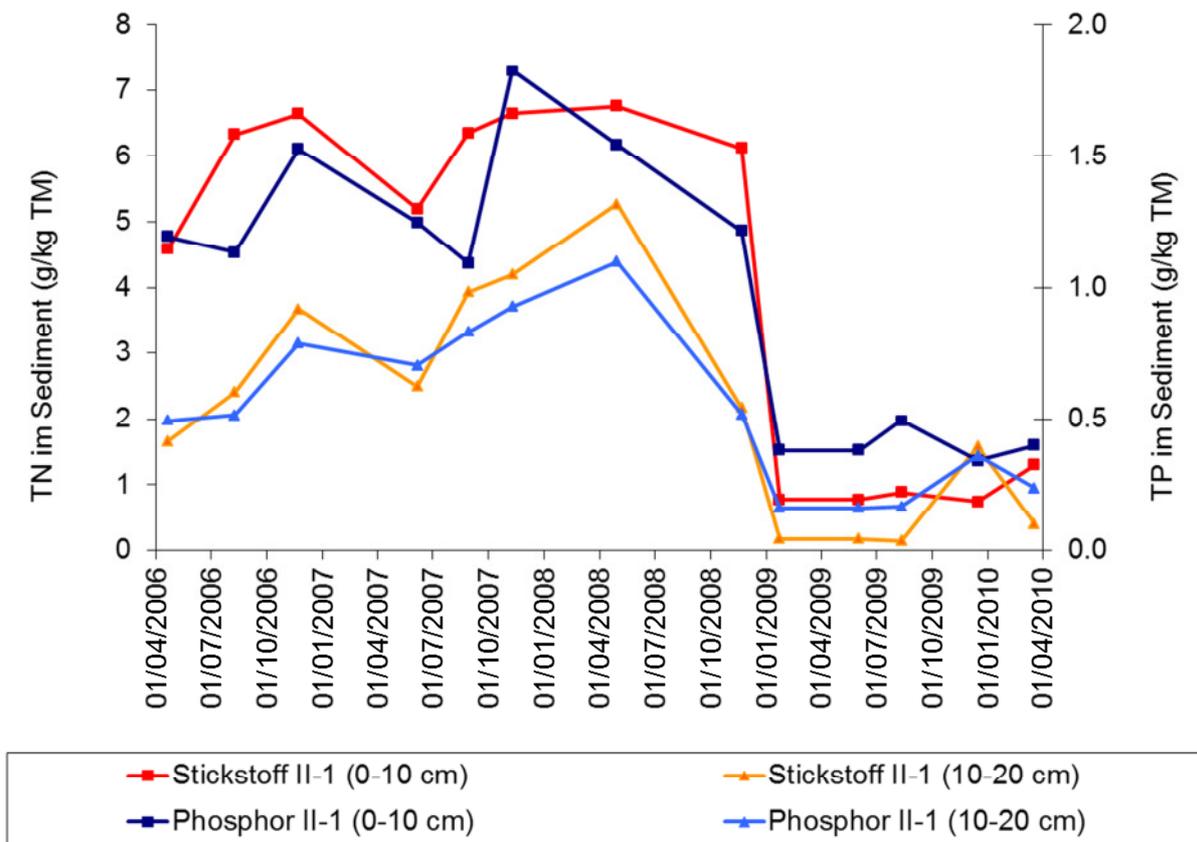


Abbildung 28: Gesamtgehalte von Stickstoff und Phosphor im Sediment der Retentionsanlage II, Teich 1 vor und nach Entschlammung im Winter 2008/2009

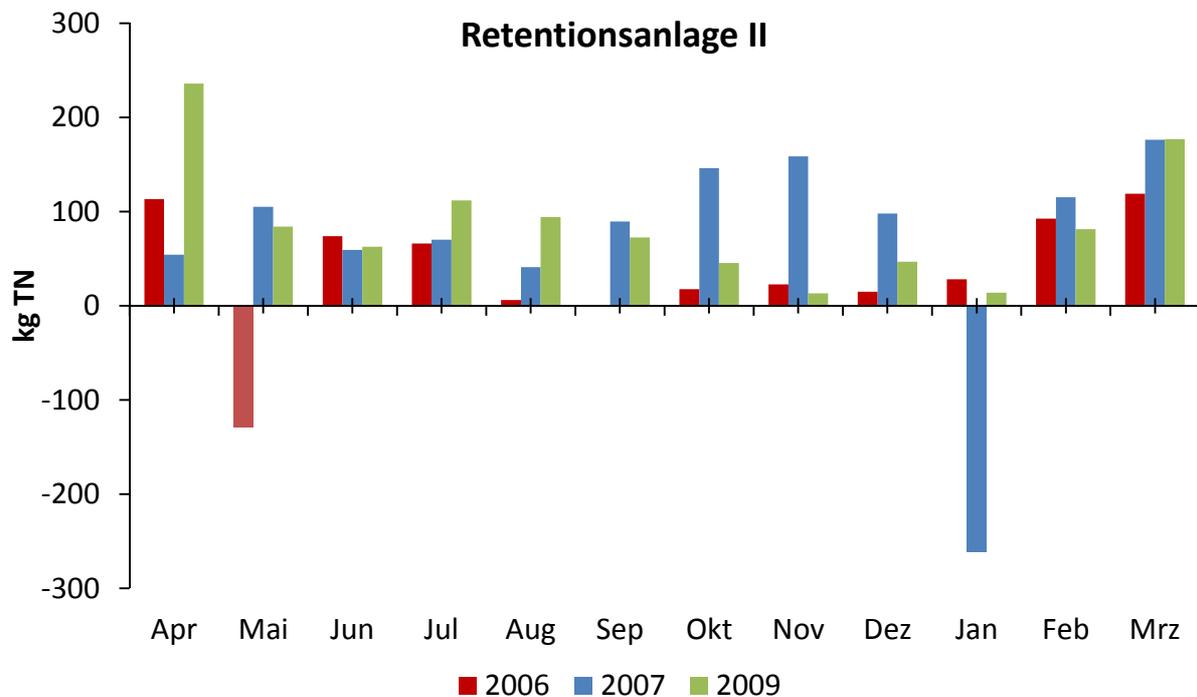


Abbildung 29: Rückhalt von Stickstoff in der Retentionsanlage II

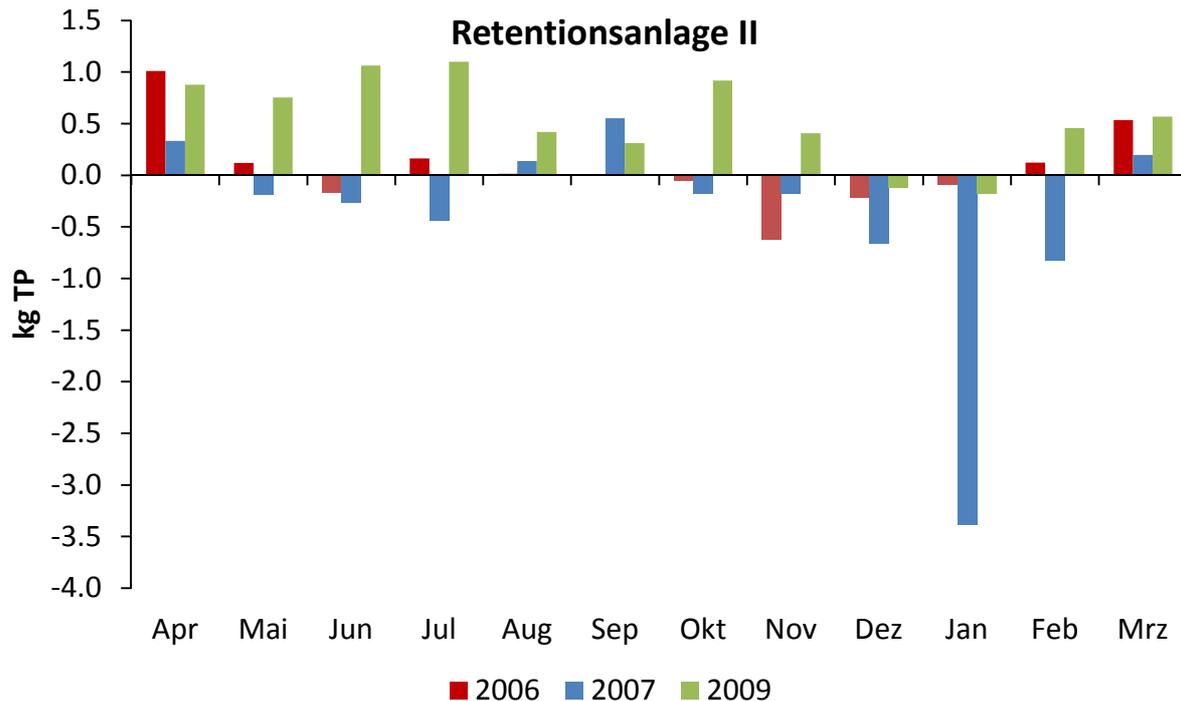


Abbildung 30: Rückhalt von Phosphor in der Retentionsanlage II

3.5 Ableitung von Retentionsfunktionen aus den Ergebnissen der Pilotanlagen und in der Literatur dargestellten Ergebnissen

3.5.1 Literaturrecherche

In der Literatur finden sich unterschiedliche Ansätze zur Formulierung von Retentionsfunktionen, mit denen die Stoffrückhaltkapazitäten oder die Stofftransformationsprozesse beschrieben werden.

Im Hinblick auf die häufig nur eingeschränkt bei Planungsbeginn einer Retentionsanlage verfügbaren Informationen wurde die Literaturlauswertung auf solche Ansätze zur Ableitung möglicher Retentionsfunktionen konzentriert, die auch mit relativ einfachen Annahmen verwendet werden können.

Bei solchen Ansätzen werden als maßgebende Größen in der Regel die an den Zu- und Abläufen von Retentionsanlagen gemessenen Stoffkonzentrationen oder Stofffrachten verwendet. Bei den somit bestimmbar zwischen Zu- und Ablauf entstehenden Konzentrations- bzw. Frachtänderungen bleiben Stofffrachten, die mit eventuell ein- oder ausströmendem Grundwasser transportiert werden, in diesen Ansätzen unberücksichtigt. Die Rückhalteigenschaften von Retentionsanlagen werden über den Wirkungsgrad oder über die zurückgehaltene Stofffracht abgebildet, wobei die Zusammenhänge für den jeweiligen Stoff gelten.

Dabei werden folgende Zusammenhänge verwendet:

$$\begin{aligned} \text{Wirkungsgrad (Fracht)} &= \text{Frachtrückhalt} / \text{Fracht am Zulauf} \\ \text{mit Frachtrückhalt} &= (\text{Fracht am Zulauf} - \text{Fracht am Ablauf}) \end{aligned}$$

$$\text{Wirkungsgrad (Konzentration)} = \text{Konzentration am Zulauf} / \text{Konzentration am Ablauf}$$

$$\text{Rückhalt (Fracht)} = \text{Fracht am Zulauf} - \text{Fracht am Ablauf}$$

Für eine einzelne Retentionsanlage sind aus den an Zu- und Ablauf gemessenen Werten der Wirkungsgrad und der Frachtrückhalt einfach bestimmbar und auch z. B. als Funktion der am Zulauf beobachteten Konzentration oder Fracht darstellbar.

Um verallgemeinerungsfähige Aussagen zu ermöglichen, wie sie für einen Vergleich verschiedener Retentionsanlagen und deren Bemessung erforderlich sind, müssen

Wirkungsgrad bzw. Rückhalt in Abhängigkeit von geeigneten Parametern betrachtet werden. Geeignete und auch in der Literatur verwendete Parameter sind beispielsweise

Flächenverhältnis	=	Fläche der Retentionsanlage / Fläche des Dränsystems
Hydraulische Last	=	Zufluss / Fläche der Retentionsanlage
flächenbezogene Fracht	=	Fracht am Zulauf / Fläche der Retentionsanlage

Ein Vergleich verschiedener Retentionsfunktionen, die durch Regressionsanalysen aus den Messdaten der jeweils betrachteten Retentionsanlagen bestimmt wurden (z. B. CARLETON ET AL. 2001, MITSCH ET AL. 1999, MITSCH ET AL. 2005, BRASKERUD ET AL. 2002, BRASKERUD ET AL. 2005) zeigt an Hand der Regressionskoeffizienten dass die Ausprägung der Funktionszusammenhänge mit zunehmender Berücksichtigung der anlagenspezifischen Charakteristik ebenfalls zunehmen. So ist die Abhängigkeit des Wirkungsgrades vom Flächenverhältnis weniger ausgeprägt als der Zusammenhang, der zwischen dem flächenspezifischen Frachtrückhalt und der flächenspezifischen Frachtbelastung besteht. Eine Verwendung der Beziehungen zwischen dem Wirkungsgrad einer Retentionsanlage und des Flächenverhältnisses ist dennoch als Grundlage für eine Bemessung berechtigt, da so mit minimalen Anforderungen an die Eingangsdaten bereits eine erste Einschätzung von zu erwartenden Retentionsleistungen möglich ist. Andere Retentionsfunktionen, die eine genauere Einschätzung möglicher Rückhaltleitungen ermöglichen, setzen genauere Kenntnisse über Quantität und Qualität der Dränabflüsse voraus, die aber häufig nicht durch die verfügbaren Daten abgedeckt werden.

3.5.2 Retentionsfunktionen

Für die Ableitung von Retentionsfunktionen wurden die Ergebnisse der Untersuchungen an den Pilotanlagen durch Einbeziehung von in der Literatur verfügbaren Daten zu vergleichbaren Einrichtungen, die zur Retention von Nährstofffrachten aus Dränsystemen dienen und untersucht wurden, verwendet. Es wurden zum Gesamtstickstoff (Abbildung 31 und Abbildung 32) und zum Gesamtphosphor (Abbildung 33 und Abbildung 34) jeweils zwei Retentionsfunktionen abgeleitet, die je nach der vorliegenden Datenlage zur Einschätzung der zu erwartenden Rückhaltleistung bei der Bemessung von Retentionsanlagen verwendet werden können.

Wie erwartet, werden mit den Zusammenhängen zwischen den flächenspezifischen Lasten und Rückhalten größere Anteile der Variabilität des Funktionswertes erklärt, als mit den Zusammenhängen zwischen den Flächenverhältnissen und Wirkungsgraden. Jedoch kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Nährstofffrachten aus realen Dränsystemen für eine Planung von Retentionsanlagen zur Verfügung stehen. Deshalb wird der letztere Zusammenhang trotz seines geringeren Bestimmtheitsmaßes häufiger Verwendung finden können, als der an den flächenspezifischen Lasten orientierte Bemessungsansatz.

Diese Anteile der erklärten Variabilität sind beim Stickstoff in jedem Fall geringer als beim Phosphor. Dies ist durch die jeweils verfügbaren Daten bedingt. Bei den Daten für Gesamtstickstoff mit einem im Vergleich zu Gesamtphosphor größeren Stichprobenumfang sind der Standardfehler und damit die Varianz der Probe größer.

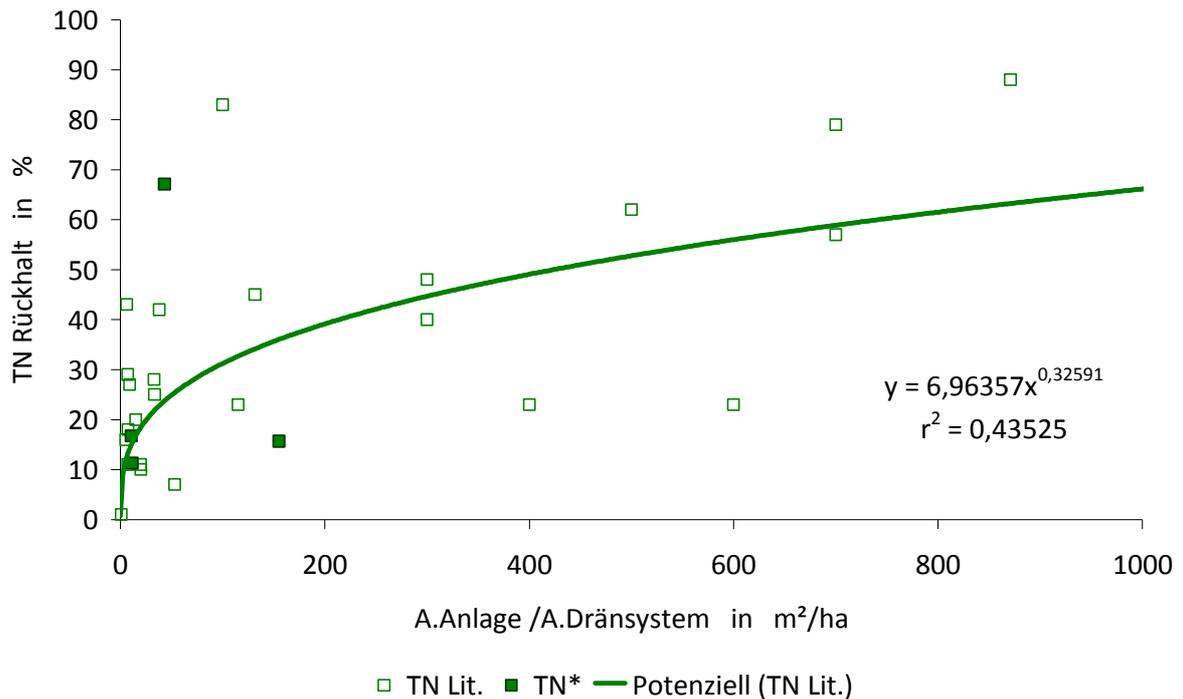


Abbildung 31: Rückhalt von Gesamtstickstoff in Retentionsanlagen in Abhängigkeit vom Verhältnis der Fläche der Retentionsanlage und der Fläche des Dränsystems unter Verwendung von Daten aus der Literatur (TN Lit.) und Daten aus eigenen Untersuchungen (TN*)

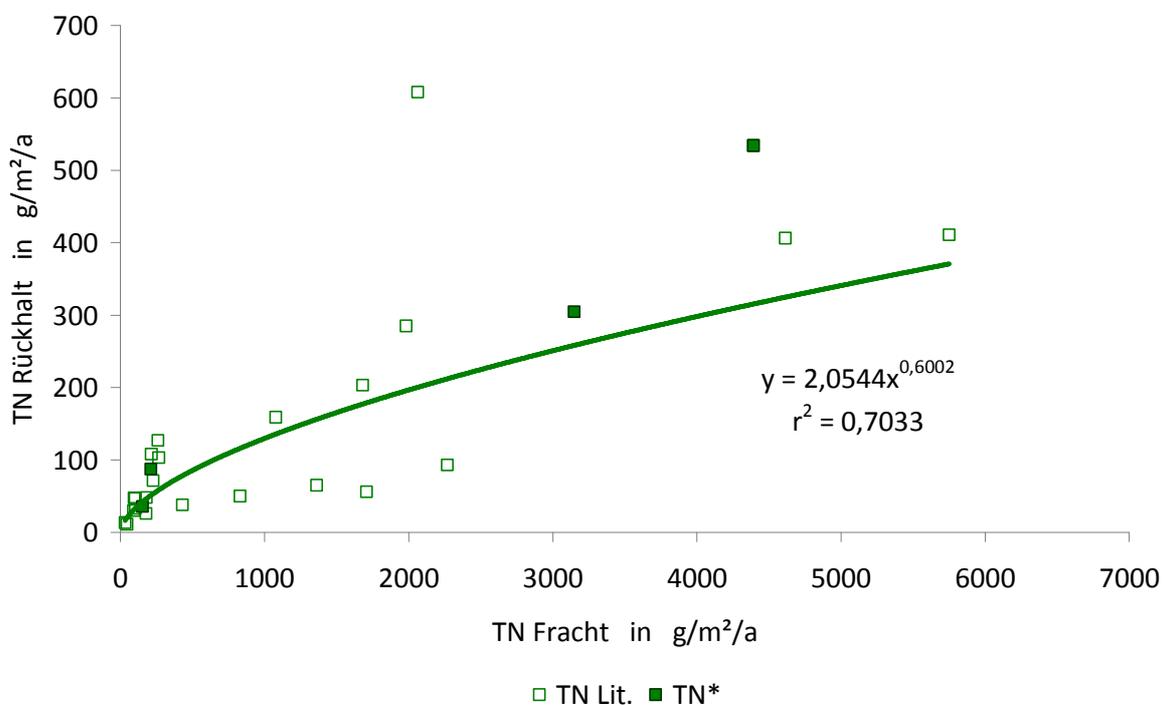


Abbildung 32: Flächenspezifischer Rückhalt von Gesamtstickstoff in Retentionsanlagen in Abhängigkeit von der flächenspezifischen Gesamtstickstoff-Last Verhältnis der Fläche der Retentionsanlage und der Fläche des Dränsystems unter Verwendung von Daten aus der Literatur (TN Lit.) und Daten aus eigenen Untersuchungen (TN*)

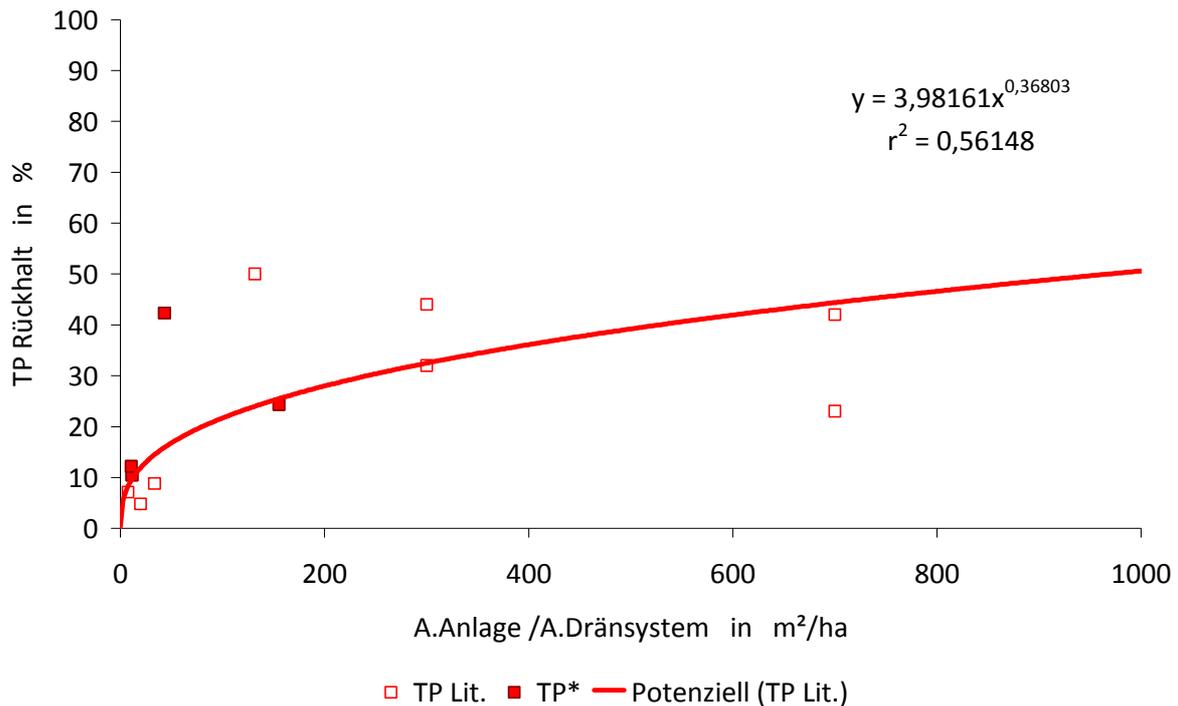


Abbildung 33: Rückhalt von Gesamtphosphor in Retentionsanlagen in Abhängigkeit vom Verhältnis der Fläche der Retentionsanlage und der Fläche des Dränsystems unter Verwendung von Daten aus der Literatur (TP Lit.) und Daten aus eigenen Untersuchungen (TP*)

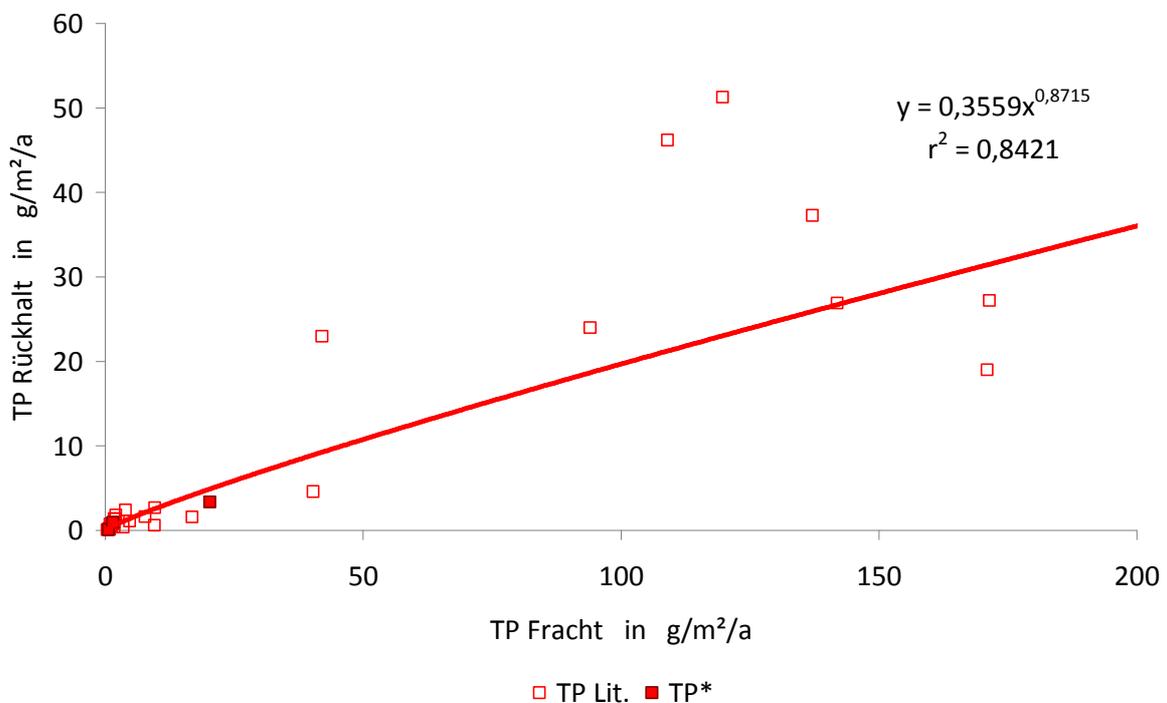


Abbildung 34: Flächenspezifischer Rückhalt von Gesamtphosphor in Retentionsanlagen in Abhängigkeit von der flächenspezifischen Gesamtphosphor-Last Verhältnis der Fläche der Retentionsanlage und der Fläche des Dränsystems unter Verwendung von Daten aus der Literatur (TP Lit.) und Daten aus eigenen Untersuchungen (TP*)

3.6 Kosten-Nutzen-Analyse für einzelne Typen von Retentionsanlagen sowie für deren summarische Wirkung in Flusseinzugsgebieten

3.6.1 Kosten der zu Grunde liegenden Bautypen

3.6.1.1 Betriebskostenvarianten

Es werden drei Betriebskostenvarianten unterschieden, die sich im Umgang mit der in der Anlage befindlichen Biomasse unterscheiden bei den übrigen Kostenkomponenten jedoch identisch sind (Tabelle 19).

Bei der Betriebskostenvariante I (BKV I) ist die Entfernung der Biomasse stets vom Ufer aus möglich. Es wird bei zunehmender Anlagengröße eine leichte Kostendegression für Rüstzeiten angenommen (Tabelle 19, Titel 2.4.1 bis 2.4.3). Es wird ein Wartungsintervall von zwanzig Jahren angenommen.

Die Betriebskostenvariante II (BKV II) sieht keine Entnahme der Biomasse vor. Allerdings führt der Verbleib der pflanzlichen Substanz in der Anlage zu vermehrten Sedimentablagerungen, sodass alle 15 Jahre eine Entschlammung vorgenommen werden muss.

Bei der Betriebskostenvariante III (BKV III) wird aufgrund baulicher Eigenschaften der Anlage vom Einsatz eines Mähbootes zur Entfernung der Biomasse ausgegangen (Tabelle 19, Titel 2.4.4).

Ist die Entfernung der Biomasse vom Ufer aus möglich (BKV I), so fallen Bautypen unabhängig je 10 m² WF Betriebskosten in Höhe von 5,36-5,56 € im Jahr an. Wird auf eine Entfernung der Biomasse gänzlich verzichtet (BKV II), so steigen die Betriebskosten für 10 m² WF durch das kürzere Entschlammungsintervall und der damit einhergehenden Erneuerung der Strömungsleiteinrichtung auf 5,93 € im Jahr. Ist der Einsatz eines Mähbootes unerlässlich (BKV III), so liegen die Betriebskosten für 10 m² WF bei 9,55 € im Jahr.

Tabelle 19: Betriebskosten je nach Wasserfläche und Mähtechnik bei einem Wartungsintervall von 20 bzw. 15 Jahren* je 10 m² WF

		BKV I	BKV II	BKV III
Titel	Kostenkomponente	Entnahme der Biomasse vom Ufer aus	Verbleib der Biomasse in der Anlage	Entnahme der Biomasse vom Boot aus
		€/10m ² WF/Jahr		
2.1	Immobilien bezogene Betriebskosten	0,1	0,1	0,1
2.2	Opportunitätskosten	0,31	0,31	0,31
2.3	Entschlammung	4	5,33*	4
2.4	Entfernung pflanzlicher Biomasse			
2.4.1	vom Ufer aus (WF < 5000 m ²)	1		
2.4.2	vom Ufer aus (WF 5000 m ² - 15000m ²)	0,9		
2.4.3	vom Ufer aus (WF > 15000 m ²)	0,8		
2.4.4	vom Boot aus			5
2.5	Instandhaltungsmaßnahmen	0,15	0,2*	0,15
	Σ Betriebskosten	je nach Wasserfläche		
		5,36 – 5,56	5,93	9,55

3.6.1.2 Baukosten

Die drei Bautypen, bilden bei der Betrachtung der Szenarien die Grundlage für die Kostenkalkulation. Da bei zunehmender Anlagengröße leichte Skaleneffekte zu erwarten sind, wurden die Baukosten der Bauvarianten für jeweils 6 Anlagengrößen zwischen 5000 und 25000 m² Wasserfläche bestimmt. In Tabelle 20, Tabelle 21 und Tabelle 22 werden die Kosten der Bautypen I-III der jeweils mit A - F bezeichneten, verschieden großen Retentionsanlagen dargestellt. Eine ausführliche Berechnung der Kosten je Bautyp und Anlagengröße findet sich im Anhang (Tabelle A 21, Tabelle A 22 und Tabelle A 23).

Zur Berechnung der Wirkung wird später stets eine Dränfläche von 100 ha unterstellt, sodass sich Wasserflächen/Vorteilsflächenverhältnisse von 10-250 m² Teichfläche je ha Dränfläche ergeben. Die Kosten werden für jede der drei Betriebskostenvarianten berechnet. Die Bauvarianten enthalten alle im Kapitel 2.5.3 aufgeführten Kostenpunkte.

3.6.1.3 Gesamtkosten

Bautyp I – Überstau durch Verwallung

Die bei einer 50-jährigen Nutzung anfallenden jährlichen Kapitalkosten (Abschreibung und Zinsansatz von 3,5 %) belaufen sich bei dieser Bauvariante bei einer Anlage mit 1000 m² WF auf 533 € und bei einer Anlage mit 25000 m² WF auf 6.724 €.

Die jährlichen Betriebskosten je m² belaufen sich bei BVK I auf 0,54-0,56 € je nach Anlagengröße. Damit liegen die Betriebskosten für die hier betrachteten Anlagengrößen zwischen 555 und 13.378 € im Jahr. Die jährlichen Gesamtkosten (siehe Tabelle 20) belaufen sich somit auf 1.088 € bei einer Anlage mit 1000 m² und auf 20.101 € bei einer Anlage vom 25000 m² WF. Damit ist diese Bauvariante die kostengünstigste auch wenn bei Anlagen mit geringer Wasserfläche die Baukosten noch leicht oberhalb der von Bauvariante III liegen. Dies liegt am Aufwand für die Verwallung, der bei kleinen Anlagen einen relativ hohen Anteil an den Kosten ausmacht. Bei großen Anlagen fällt dieser Kostenpunkt weniger stark ins Gewicht.

Bei BKV II liegen die Gesamtkosten für die Anlagen A-F zwischen 1.126 und 21.559 € im Jahr. Der Einsatz eines Mähbootes führt zu erheblich höheren Kosten, sodass die Gesamtkosten bei BKV III je nach Anlagengröße zwischen 1.488 und 30.601 € jährlich liegen.

Tabelle 20: Kosten des Bautyps I – Überstau durch Verwallung für sechs Retentionsanlagengrößen zwischen 1000 und 25000 m² WF und drei Betriebskostenvarianten

		Einheit	Anlagenverhältnis					
			A	B	C	D	E	F
Wasserfläche		m ²	1000	5000	10000	15000	20000	25000
Baukosten (incl. 10 % Planungspauschale)		€	14.205	41.720	76.114	110.508	144.902	179.296
Abschreibung (50 Jahre)		€/Jahr	284	834	1.522	2.210	2.898	3.586
Kalkulatorischer Zins (3,5 %)		€/Jahr	249	730	1.332	1.934	2.536	3.138
Kapitalkosten		€/Jahr	533	1.564	2.854	4.144	5.434	6.724
BKV I	Betriebskostenvariante I	€/m ² /Jahr	0,56	0,55	0,55	0,55	0,54	0,54
	Betriebskosten je Anlage	€/Jahr	555	2.726	5.451	8.177	10.702	13.378
	Gesamtkosten je Anlage & Jahr (Kapitalkosten + Betriebskosten)	€/Jahr	1.088	4.290	8.305	12.321	16.136	20.101
BKV II	Betriebskostenvariante II	€/m ² /Jahr	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59
	Betriebskosten je Anlage	€/Jahr	593	2.967	5.934	8.902	11.869	14.836
	Gesamtkosten je Anlage & Jahr (Kapitalkosten + Betriebskosten)	€/Jahr	1.126	4.532	8.789	13.046	17.302	21.559
BKV III	Betriebskostenvariante III	€/m ² /Jahr	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96
	Betriebskosten je Anlage	€/Jahr	955	4.776	9.551	14.327	19.102	23.878
	Gesamtkosten je Anlage & Jahr (Kapitalkosten + Betriebskosten)	€/Jahr	1.488	6.340	12.405	18.471	24.536	30.601

Bautyp II – Grabenaufweitung

Die Baukosten einer Retentionsanlage welche durch die Aufweitung eines Grabens angelegt wird, sind erwartungsgemäß am Höchsten, da die Erdarbeiten bei diesem Bautyp am aufwändigsten sind. Die Baukosten liegen zwischen 18.221 € bei einer Anlage mit 1000 m² und 319.949 € bei einer Anlage mit 25000 m² Wasserfläche. Insgesamt liegen die jährlichen Kosten bei einer 50-jährigen Nutzungsdauer bei einer Entnahme der Biomasse vom Ufer aus zwischen 1.238 € und 25.376 € je nach Anlagengröße (siehe Tabelle 21). Unter Berücksichtigung der BKV II liegen die Kosten je nach Anlagengröße etwas darüber, bei 1.277 € und 26.834 €. BKV III führt zu jährlichen Kosten von 1.638 und 35.876 €.

Tabelle 21: Kosten des Bautyps II – Grabenaufweitung für sechs Retentionsanlagengrößen zwischen 1000 und 25000 m² WF und drei Betriebskostenvarianten

		Einheit	Anlagenverhältnis					
			A	B	C	D	E	F
Wasserfläche		m ²	1000	5000	10000	15000	20000	25000
Baukosten (incl. 10 % Planungspauschale)		€	18.221	68.509	131.369	194.229	257.089	319.949
Abschreibung (50 Jahre)		€/Jahr	364	1.370	2.627	3.885	5.142	6.399
Kalkulatorischer Zins (3,5 %)		€/Jahr	319	1.199	2.299	3.399	4.499	5.599
Kapitalkosten		€/Jahr	683	2.569	4.926	7.284	9.641	11.998
BKV I	Betriebskostenvariante I	€/m ² /Jahr	0,56	0,55	0,55	0,55	0,54	0,54
	Betriebskosten je Anlage	€/Jahr	555	2.726	5.451	8.177	10.702	13.378
	Gesamtkosten je Anlage & Jahr (Kapitalkosten + Betriebskosten)	€/Jahr	1.238	5.295	10.377	15.460	20.343	25.376
BKV II	Betriebskostenvariante II	€/m ² /Jahr	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59
	Betriebskosten je Anlage	€/Jahr	593	2.967	5.934	8.902	11.869	14.836
	Gesamtkosten je Anlage & Jahr (Kapitalkosten + Betriebskosten)	€/Jahr	1.277	5.536	10.861	16.185	21.510	26.834
BVK III	Betriebskostenvariante III	€/m ² /Jahr	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96
	Betriebskosten je Anlage	€/Jahr	955	4.776	9.551	14.327	19.102	23.878
	Gesamtkosten je Anlage & Jahr (Kapitalkosten + Betriebskosten)	€/Jahr	1.638	7.345	14.477	21.610	28.743	35.876

Bautyp III – Reaktivierung von Senken

Für die betrachteten Anlagengrößen sind bei dieser Bauvariante Baukosten zwischen 9.933 € und 196.053 € zu kalkulieren. Die Gesamtkosten unter Berücksichtigung der BKV I liegen für die Anlagengrößen A-F zwischen 928 und 20.729 € im Jahr. BKV III führt zu jährlichen Kosten von 966 € bei einer Anlage mit 1000 m² und auf 22.188 € bei einer Anlage mit 25000 m² WF. Bei BKV III fallen jährliche Kosten zwischen 1.328 und 31.229 € an (siehe Tabelle 22).

Tabelle 22: Kosten des Bautyps III – Entschlammung für sechs Dränteichgrößen zwischen 1000 und 25000 m² WF und drei Betriebskostenvarianten

	Einheit	Anlagenverhältnis						
		A	B	C	D	E	F	
Wasserfläche	m ²	1000	5000	10000	15000	20000	25000	
Baukosten (incl. 10 % Planungspauschale)	€	9.933	40.953	79.728	118.503	157.278	196.053	
Abschreibung (50 Jahre)	€/Jahr	199	819	1.595	2.370	3.146	3.921	
Kalkulatorischer Zins (3,5 %)	€/Jahr	174	717	1.395	2.074	2.752	3.431	
Kapitalkosten	€/Jahr	372	1.536	2.990	4.444	5.898	7.352	
BKV I	Betriebskostenvariante I	€/m²/Jahr	0,56	0,55	0,55	0,55	0,54	0,54
	Betriebskosten je Anlage	€/Jahr	555	2.726	5.451	8.177	10.702	13.378
	Gesamtkosten je Anlage & Jahr (Kapitalkosten + Betriebskosten)	€/Jahr	928	4.261	8.441	12.620	16.600	20.729
BKV II	Betriebskostenvariante II	€/m²/Jahr	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59
	Betriebskosten je Anlage	€/Jahr	593	2.967	5.934	8.902	11.869	14.836
	Gesamtkosten je Anlage & Jahr (Kapitalkosten + Betriebskosten)	€/Jahr	966	4.503	8.924	13.345	17.767	22.188
BKV III	Betriebskostenvariante III	€/m²/Jahr	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96
	Betriebskosten je Anlage	€/Jahr	955	4.776	9.551	14.327	19.102	23.878
	Gesamtkosten je Anlage & Jahr (Kapitalkosten + Betriebskosten)	€/Jahr	1.328	6.311	12.541	18.770	25.000	31.229

Die hier beschriebenen jährlichen Gesamtkosten bilden die Kostenseite der in Kapitel 3.6.3 folgenden Berechnung der Kosten-Wirksamkeit der Retentionsanlagen.

3.6.2 Wirkung

Um die Wirkung der Retentionsanlagen hinsichtlich deren Retentionsleistung näherungsweise zu beschreiben, werden, wie in Kapitel 2.5.4 beschrieben, Retentionsfunktionen für P und N herangezogen.

Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Retentionsleistung (angegeben in % vom Nährstoffzulauf) nicht ausschließlich vom Verhältnis von Wasser- zu Vorteilsfläche abhängt, sondern beispielsweise auch von Bepflanzung, Fracht und dem Sediment der Anlage beeinflusst werden. Daher liefern diese Retentionsfunktionen ausschließlich Richtwerte für die weitere Berechnung. Der Zusammenhang von Anlagenverhältnis zur Rückhalteleistung kann aber als Anhaltspunkt dienen und bedarf zur Verifizierung der Ergebnisse weiterer Untersuchung.

3.6.2.1 Wirkung: N-Retention

Die N-Retention wird durch die Funktion $y = 3,98161x^{0,36803}$ (mit y: N-Retention in % und x: Verhältnis von Wasser- zu Vorteilsfläche in m²/ha) beschrieben (siehe Kapitel 3.5.2, Abbildung 31). Bei einer Anlage mit einer Wasserfläche von 1000 m² und einer Vorteilsfläche von 100 ha beträgt das Wasserflächen/Vorteilsflächenverhältnis 10 m²/ha. Unter Verwendung der Funktion $y = 3,98161x^{0,36803}$ (mit y: N-Retention in % und x: Verhältnis von Wasser- zu Vorteilsfläche in m²/ha) ergibt sich für ein Anlagenverhältnis von 10 m²/ha eine Retentionsleistung von 9 %. Bei einem Wasser/Vorteilsflächenverhältnis von 50, 100, 150, 200 und 250 m²/ha liegen der Berechnung N-Rückhalteleistungen von jeweils 17 %, 22%, 25%, 28 % und 30% zu Grunde.

Der N-Rückhalt in kg ergibt sich aus der Multiplikation der Fracht mit der Rückhalteleistung in %. Der N-Rückhalt wird für N-Frachten von 5 – 50 kg N/ha DF und Jahr berechnet. Dies entspricht der Spannweite, die auch bei den Pilotanlagen beobachtet wurde.

Bei einer Anlage mit einem Anlagenverhältnis von 10m² WF je ha DF liegt der N-Rückhalt bei einer Fracht von 5 kg N je Jahr beispielsweise bei 46 kg N pro Jahr. Von 465 kg N-Rückhalt wird ausgegangen, wenn die Fracht bei gleichem Anlagenverhältnis bei 50 kg N je ha Dränfläche und Jahr liegt.

Tabelle 23: N-Rückhalt in kg pro Jahr bei unterschiedlichen Anlagenverhältnissen und Frachten

	A	B	C	D	E	F
WF (m ²)	1000	5000	10000	15000	20000	25000
DF (ha)	100	100	100	100	100	100
WF/DF in m ² /ha	10	50	100	150	200	250
N-Retention in %	9%	17%	22%	25%	28%	30%
Fracht	N-Retention					
kg N/haDF*Jahr	kg N/Anlage*Jahr					
5	46	84	108	126	140	152
10	93	168	217	252	280	304
15	139	252	325	378	420	456
20	186	336	434	503	560	608
25	232	420	542	629	700	759
30	279	504	650	755	840	911
35	325	588	759	881	979	1063
40	372	672	867	1007	1119	1215
45	418	756	976	1133	1259	1367
50	465	840	1084	1259	1399	1519

Auf der Basis dieser Rückhalteleistungen für Anlagenverhältnisse von 10 bis 250 m²/ha und Frachten zwischen 5 kg N und 50 kg N je ha Dränfläche und Jahr wird die Kosten-Wirksamkeit der drei Bautypen berechnet.

3.6.2.2 Wirkung: P-Retention

Die P-Retention wird durch die Funktion $y = 6,96357x^{0,32591}$ (mit y: P-Retention in % und x: Verhältnis von Wasser- zu Vorteilsfläche in m²/ha) beschrieben (siehe Kapitel 3.5, Abbildung 35). Bei einer Anlage mit einer Wasserfläche von 1000 m² und einer Vorteilsfläche von 100 ha beträgt das Wasserflächen/Vorteilsflächenverhältnis 10 m²/ha. Unter Verwendung der Funktion ergibt sich bei diesem Anlagenverhältnis eine P-Retentionsleistung von 15 %. Bei einem Wasser-Vorteilsflächenverhältnis von 50, 100, 150, 200 und 250 m²/ha liegen der Berechnung P-Rückhalteleistungen von jeweils 25 %, 31%, 36%, 39 % und 42 % zu Grunde.

Der P-Rückhalt in g ergibt sich aus der Multiplikation der Fracht mit der Rückhalteleistung in %. Der P-Rückhalt wird für P-Frachten von 50 – 300 g P/ha DF und Jahr berechnet. Dies entspricht der Spannbreite, die auch bei den Pilotanlagen beobachtet wurde.

Bei einer Anlage mit einem Anlagenverhältnis von 10 m² WF je ha DF liegt der P-Rückhalt bei einer Fracht von 50 g P bzw. 300 g P je ha DF und Jahr beispielsweise bei 737 g bzw. 4424 g P pro Jahr (Tabelle 24).

Tabelle 24: P-Rückhalt in g pro Jahr bei unterschiedlichen Anlagenverhältnissen und Frachten

	A	B	C	D	E	F
WF (m ²)	1000	5000	10000	15000	20000	25000
DF (ha)	100	100	100	100	100	100
WF/DF in m ² /ha	10	50	100	150	200	250
P-Retention in %	15%	25%	31%	36%	39%	42%
Fracht	P-Retention					
g P/haDF*Jahr	g P/Anlage*Jahr					
50	737	1246	1562	1782	1958	2105
100	1475	2492	3124	3565	3915	4211
150	2212	3738	4685	5347	5873	6316
200	2950	4984	6247	7130	7831	8421
250	3687	6230	7809	8912	9788	10527
300	4424	7476	9371	10695	11746	12632
350	5162	8722	10933	12477	13703	14737
400	5899	9968	12494	14259	15661	16842
450	6637	11214	14056	16042	17619	18948
350	5162	8722	10933	12477	13703	14737

3.6.3 Kosten-Wirksamkeit der Bautypen

Den errechneten Werten der Wirkung eines Bautyps werden den Gesamtkosten des jeweiligen Bautyps gegenüber gestellt und damit die Kosten-Wirksamkeit in € je kg N-Rückhalt berechnet. In den folgenden Kosten-Wirksamkeiten wird die BKV I (Entnahme der Biomasse vom Ufer aus) berücksichtigt. Die eingefärbten Werte stellen unter der Annahme eines Ersatzkostenwertes von 7,7 € je kg N, welcher von MEYERHOFF et al. (2007, S.29) als durchschnittlich Kosten für die Reinigung von Abwasser in Kläranlagen ermittelt wurde, alle wirtschaftlichen Kombinationen aus Anlagenverhältnis und Fracht dar. In Kapitel 3.6.4 wird dieser Wert näher erläutert und diskutiert.

Da die Kostenwirksamkeiten oberhalb dieses Werts nicht kosteneffizient sind werden die unter dieser Annahme gänzlich unwirtschaftlichen Anlagenverhältnisse (E und F) in den folgenden Abschnitten ausgespart.

3.6.3.1 Kosten-Wirksamkeit der N-Retention

Bautyp I – Überstau durch Verwallung

Da sich bei den Bauvarianten lediglich die Kosten unterscheiden, nicht aber die Rückhalteleistungen, verhält sich die Kosten-Wirksamkeit ähnlich wie die Baukosten. Die Bauvariante I hat die geringsten Kosten und demnach die geringsten Kosten je zurückgehaltenem kg N.

Tabelle 25: Bautyp I – Überstau durch Verwallung; Kosten je kg N-Retention unter Berücksichtigung der Betriebskostenvariante I (Entfernung der Biomasse vom Ufer aus) für unterschiedliche Anlagenverhältnisse und N-Frachten

	A	B	C	D
Anlagenverhältnis %	0,1	0,5	1	1,5
Gesamtkosten €/a	1.088	4.290	8.305	12.321
Fracht kg/haDF*Jahr	Kosten- Wirksamkeit in €/kg N			
5	23	51	77	98
10	12	26	38	49
15	8	17	26	33
20	6	13	19	24
25	5	10	15	20
30	4	9	13	16
35	3	7	11	14
40	3	6	10	12
45	3	6	9	11
50	2	5	8	10

Für eine Retentionsanlage mit 1000 m² Wasserfläche belaufen sich die jährlichen Kosten auf 1.088 € (Tabelle 25). Der Quotient aus diesen Kosten und dem N-Rückhalt bei Frachten zwischen 5 und 50 kg/ha DF*Jahr gibt die Kosten je kg N, das von der Retentionsanlage zurückgehalten und somit nicht in Oberflächengewässer eingetragen wurde. Die Kosten für den N-Rückhalt belaufen sich bei dieser Anlagengröße beispielsweise auf 23 €/kg N-Rückhalt bei einer geringen Fracht von 5 kg N/ha DF und Jahr und auf 2 €/kg N, wenn die Stickstofffracht bei 50 kg/ha DF und Jahr liegt. Mit zunehmender Fracht sinken die Kosten je zurückgehaltener Einheit. Die Kosten bei einer Anlage mit einem Anlagenverhältnis von 1,5 % (15000 m² WF und 100 ha DF) liegen zwischen 98 und 10 €/kg N bei N-Frachten von 5 bis 50 kg/ha DF und Jahr.

Bautyp II – Grabenaufweitung

Der Neubau einer Retentionsanlage dieses Bautyps führt zu den höchsten Baukosten. Dies spiegelt sich auch in den Kosten je kg N-Rückhalt wider (Tabelle 26). Die Anlage A führt bei den hier unterstellten N-Frachten zu Kosten von 3 – 27 € je kg N. Bei Anlage D liegen die Kosten wesentlich höher. Bei einer Fracht von 50 kg je ha DF und Jahr belaufen sich die Kosten für ein kg zurückgehaltenen N auf 12 €. Liegt die Fracht nur bei 5 kg je ha DF und Jahr so belaufen sich die Kosten auf 123 €/kg N-Rückhalt.

Tabelle 26: Bautyp II – Grabenaufweitung; Kosten je kg N-Retention unter Berücksichtigung der Betriebskostenvariante I (Entfernung der Biomasse vom Ufer aus) für unterschiedliche Anlagenverhältnisse und N-Frachten

	A	B	C	D
Anlagenverhältnis %	0,1	0,5	1	1,5
Gesamtkosten €/a	1.238	5.295	10.377	15.460
Fracht kg/haDF*Jahr	Kosten- Wirksamkeit in €/kg N			
5	27	63	96	123
10	13	32	48	61
15	9	21	32	41
20	7	16	24	31
25	5	13	19	25
30	4	11	16	20
35	4	9	14	18
40	3	8	12	15
45	3	7	11	14
50	3	6	10	12

Bautyp III – Reaktivierung von Senken

Für Anlagen mit geringer Wasserfläche und einem geringen Anlagenverhältnis ist der Bautyp III der kostengünstigste. Bei größeren Anlagen liegt die Kostenwirksamkeit der Bauvariante III zwischen den beiden anderen Bauvarianten (Tabelle 27). Die Kosten eines zurückgehaltenen kg Stickstoffs belaufen sich für die hier betrachteten Anlagengrößen und – verhältnisse bei einer Fracht von 5 kg N je ha DF auf 20 -100 €. Frachten von 50 kg N je ha DF führen dementsprechend zu Kosten zwischen 2 und 10 € je kg N.

Tabelle 27: Bautyp III – Reaktivierung von Senken; Kosten je kg N-Retention unter Berücksichtigung der Betriebskostenvariante I (Entfernung der Biomasse vom Ufer aus) für unterschiedliche Anlagenverhältnisse und N-Frachten

	A	B	C	D
Anlagenverhältnis %	0,1	0,5	1	1,5
Gesamtkosten €/a	928	4.261	8.441	12.620
Fracht	Kosten- Wirksamkeit in			
kg/haDF*Jahr	€/kg N			
5	20	51	78	100
10	10	25	39	50
15	7	17	26	33
20	5	13	19	25
25	4	10	16	20
30	3	8	13	17
35	3	7	11	14
40	2	6	10	13
45	2	6	9	11
50	2	5	8	10

3.6.3.2 Kosten-Wirksamkeit der P-Retention

Die Kosten je zurückgehaltenem g P belaufen sich bei Bautyp I bei einer Fracht von 50 g P je ha DF und Jahr auf 1,5 bis 9,5 € je nach Anlagenverhältnis. Bei höheren Frachten, können die Kosten wesentlich geringer ausfallen, so ergeben die Berechnungen bei einer Fracht von 450 g P je ha DF und Jahr für die hier betrachteten Anlagenverhältnisse Kosten in Höhe von 0,2 und 1,1 € je g P-Rückhalt.

Tabelle 28: Bauvariante I – Überstau durch Verwallung; Kosten je g P-Retention unter Berücksichtigung der Betriebskostenvariante I (Entfernung der Biomasse vom Ufer aus) für unterschiedliche Anlagenverhältnisse und P-Frachten

	A	B	C	D	E	F
Anlagenverhältnis in %	0,1	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5
Gesamtkosten in €/Jahr	1.088	4.290	8.305	12.321	16.136	20.101
Fracht	Kosten-Wirksamkeit in					
gP/haDF*Jahr	€/g P					
50	1,5	3,4	5,3	6,9	8,2	9,5
100	0,7	1,7	2,7	3,5	4,1	4,8
150	0,5	1,1	1,8	2,3	2,7	3,2
200	0,4	0,9	1,3	1,7	2,1	2,4
250	0,3	0,7	1,1	1,4	1,6	1,9
300	0,2	0,6	0,9	1,2	1,4	1,6
350	0,2	0,5	0,8	1,0	1,2	1,4
400	0,2	0,4	0,7	0,9	1,0	1,2
450	0,2	0,4	0,6	0,8	0,9	1,1

Tabelle 29: Bauvariante II – Grabenaufweitung; Kosten je g P-Retention unter Berücksichtigung der Betriebskostenvariante I (Entfernung der Biomasse vom Ufer aus) für unterschiedliche Anlagenverhältnisse und P-Frachten

	A	B	C	D	E	F
Anlagenverhältnis in %	0,1	0,5	1	1,5	2	2,5
Gesamtkosten in €/Jahr	1.238	5.295	10.377	15.460	20.343	25.376
Fracht	Kosten-Wirksamkeit in					
gP/haDF*Jahr	€/g P					
50	1,7	4,2	6,6	8,7	10,4	12,1
100	0,8	2,1	3,3	4,3	5,2	6,0
150	0,6	1,4	2,2	2,9	3,5	4,0
200	0,4	1,1	1,7	2,2	2,6	3,0
250	0,3	0,8	1,3	1,7	2,1	2,4
300	0,3	0,7	1,1	1,4	1,7	2,0
350	0,2	0,6	0,9	1,2	1,5	1,7
400	0,2	0,5	0,8	1,1	1,3	1,5
450	0,2	0,5	0,7	1,0	1,2	1,3

Die Kosten des P-Rückhalts beim Bautyp II sind entsprechend der hohen Gesamtkosten diese Bauvariante am höchsten.

Bauvariante III liegt bei Anlagen mit geringem Anlagenverhältnis unterhalb der Kosten von Bauvariante I. Aber der Variante C ändert sich dies jedoch.

Tabelle 30: Bauvariante III – Reaktivierung von Senken; Kosten je g P-Retention unter Berücksichtigung der Betriebskostenvariante I (Entfernung der Biomasse vom Ufer aus) für unterschiedliche Anlagenverhältnisse und P-Frachten

	A	B	C	D	E	F
Anlagenverhältnis in %	0,1	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5
Gesamtkosten in €/Jahr	928	4.261	8.441	12.620	16.600	20.729
Fracht gP/haDF*Jahr	Kosten-Wirksamkeit in					
	€/g P					
50	1,3	3,4	5,4	7,1	8,5	9,8
100	0,6	1,7	2,7	3,5	4,2	4,9
150	0,4	1,1	1,8	2,4	2,8	3,3
200	0,3	0,9	1,4	1,8	2,1	2,5
250	0,3	0,7	1,1	1,4	1,7	2,0
300	0,2	0,6	0,9	1,2	1,4	1,6
350	0,2	0,5	0,8	1,0	1,2	1,4
400	0,2	0,4	0,7	0,9	1,1	1,2
450	0,1	0,4	0,6	0,8	0,9	1,1

3.6.4 Vergleichswerte der Literatur zu Ersatzkosten und kontingenter Bewertung der Nährstoffretention

Im Folgenden werden an Hand der Literatur zu Ersatzkosten und kontingenter Bewertung der Nährstoffretention Grenzkosten ermittelt, d.h. sinnvoller Höchstwerte für die Kosten von Nährstoffretentionsmaßnahmen herangezogen. Dabei werden zum einen Alternativen zur Herstellung einer annähernd gleichen ökologischen Leistung beschrieben und zum anderen der Nutzen aus Konsumentensicht (willingness to pay) geschätzt.

Vergleichswert aus der Renaturierung von Feuchtgebieten

Die Renaturierung natürlicher Feuchtgebieten geht ohne eine künstliche Verwallung einher und wäre damit mit Bautyp III – Reaktivierung von Senken vergleichbar (GREN 1995, S.156). GREN (1995) beziffert die Kosten je kg N-Rückhalt durch die Renaturierung von Feuchtgebieten auf 2,8-8,39 €.

Vergleichswert von Infiltrationsfeuchtgebiete

Diese Infiltrationsfeuchtgebiete sind in der Testphase befindliche, künstlich angelegte Feuchtgebiete die vornehmlich zur Nitratelimination dienen. Bei einer Wasserfläche von 100 m² ergab sich bei der Auswertung von 4 Testanlagen im Mittel eine N-Retention von 476 mg N je m² Wasserfläche und Tag. Dies entspricht einer N-Retention von 17374 kg N pro Anlage und Jahr. Die Kosten werden grob auf 15.000€ je Anlage geschätzt, so dass bei

Infiltrationsfeuchtgebieten eine Kosten-Wirksamkeit von 0,86 € je kg N-Retention erreicht wird (DWA-Themen).

Ersatzkosten eines technischen Substituts: Kläranlage

Bei einer Kläranlage zur Reinigung kommunaler Abwässer betragen die Kosten je kg N nach GRÜNEBAUM (1993, S.12) 5,1-7,7 € in Preisen von 1993. GREN (1995, S.156) ermittelte Kosten in Höhe von 4,6–4,8 € je kg N- Retention in Preisen von 1991.

MEYERHOFF et al. (2007, S.29) geben durchschnittliche Kosten in Höhe von 7,7 € je kg N-Retention an.

Alle DM Preise wurden mit dem offiziellen Wechselkurs der Bundesbank von 1 € = 1,96 DM in € umgerechnet. Fremdwährungen wurden zunächst mit dem entsprechenden Wechselkurs der Bundesbank umgerechnet.

Einschränkung der Vergleichbarkeit

Bei der Suche nach einem Substitut für Retentionsanlagen muss berücksichtigt werden, dass sich die Nährstoffquellen von Retentionsanlagen und Kläranlagen unterscheiden. In Kläranlagen für kommunales Abwasser gelangen in der Regel Nährstoffe aus Punktquellen. Retentionsanlagen werden hingegen zur Reduktion diffuser Nährstoffquellen eingesetzt (HARTJE et al. 2003, S.79ff.) und müssen räumlich verteilt in der Landschaft errichtet werden. Somit können die Skaleneffekte großer Kläranlagen nicht geltend gemacht werden. Wenn allerdings eine Reduktion der Nährstoffe in den großen Gewässern als ausreichend betrachtet wird, dann kann die Anlage bzw. Verbesserung bestehender Kläranlagen eine Alternative sein.

Ersatzkosten eines politischen Substituts: Agrarumweltmaßnahmen

Diffuse Nährstoffquellen können durch politische Maßnahmen auf der Fläche reduziert werden (HARTJE et al. 2003, S.80), sodass auch Agrarumweltmaßnahmen ein Substitut zu Retentionsanlagen darstellen können.

GREN (1995, S.156) ermittelte für Agrarumweltmaßnahmen im Allgemeinen eine Kostenspanne von 3,5-307,8 € je kg Stickstoffreduktion in Preisen von 1991. Diese große Kostenspanne ist in Anbetracht der unterschiedlichen Ausgestaltung von Agrarumweltmaßnahmen wenig überraschend aber auch wenig hilfreich.

Für eine durch Bewirtschaftungsauflagen erzielte Reduktion der N-Austräge in das Grundwasser ermittelten WEINGARTEN et al. (1995, S.201) Kosten zur Kompensation der wirtschaftlichen Nachteile in Höhe von 2,04 € je kg N-Reduktion in Preisen von 1985 bzw. 1987.

Einschränkung der Vergleichbarkeit

Agrarumweltmaßnahmen (AUM) als politische Maßnahme können ganz unterschiedlich ausgestaltet sein. Neben der Reduktion von Nährstoffausträgen können sie noch weitere Umweltziele verfolgen, sodass die Kosten der AUM nicht den einzelnen Umweltwirkungen zugerechnet werden können. Die pfluglose Bodenbearbeitung verringert beispielsweise neben den Nährstoffausträgen auch die Verschlammungsanfälligkeit des Bodens (ZIMMERLING et al. 2002, S.43). Die Kosten der AUM einzig der Vermeidung von Nährstoffausträgen zuzurechnen, führt zu einer Überbewertung der Kosten für den Nährstoffrückhalt. Um AUM als Alternative zur Nährstoffretention zu betrachten, muss die Wirkung der jeweiligen Maßnahme standortspezifisch untersucht werden und mit der einer Retentionsanlage verglichen werden. Zusätzlich gilt es über die Nährstoffretention hinausgehende Wirkungen zumindest qualitativ denen einer Retentionsanlage gegenüber zu stellen.

Andererseits sind die erzielten Reduktionen der N-Austräge ins Grundwasser bei AUMs nicht mit verminderten Einträgen ins Gewässer gleich zu stellen, da nur ein Bruchteil des Sickerwassers direkt in die Gewässer gelangt. Demgegenüber sind Retentionsanlagen in der Lage den Eintrag ins Gewässer direkt zu reduzieren.

Kontingente Bewertung: Hypothetische Zahlungsbereitschaft für Nährstoffretention

Wie erwähnt, betrachtet der Ersatzkostenwert lediglich einzelne Funktionen eines Ökosystems, in diesem Fall den Nährstoffrückhalt von Retentionsanlagen. Der Nährstoffrückhalt entspricht aber nicht allen Wertkomponenten einer Retentionsanlage, denn dieser kann neben der Nährstoffretention weitere Nutzenkomponenten haben. Beispielsweise kann er als Lebensraum dienen und damit die Biodiversität positiv beeinflussen oder einen Freizeitwert bieten. Eine Möglichkeit diese indirekten Wertkomponenten zu erfassen, ist die Kontingente Bewertung, welche die individuelle hypothetische Zahlungsbereitschaft durch Befragungen misst.

MEYERHOFF et al. (2007, S.22ff.) untersuchten die Zahlungsbereitschaft von Bürgern zum Schutz der Biodiversität an der Elbe. Dabei wurde nicht direkt die Zahlungsbereitschaft zur N-Reduktion ermittelt. Da der Erhalt der Biodiversität auch von der Nährstoffbelastung abhängt, beinhaltet die Zahlungsbereitschaft zum Erhalt der Artenvielfalt auch die Zahlungsbereitschaft zur N-Reduktion (TURNER et al. 2003). Allerdings muss berücksichtigt werden, dass die Wasserqualität nur ein Parameter des Artenschutzes ist, sodass die Zahlungsbereitschaft allein für den N-Rückhalt wohl unterhalb dieses Wertes liegen dürfte. Unter den Befragten ermittelten MEYERHOFF et al. (2007, S. 28) eine Zahlungsbereitschaft von 5,3 € pro Jahr und Haushalt. Die individuelle Zahlungsbereitschaft wird schließlich mit der Zahl der Gesamthaushalte multipliziert. Die Gesamtzahlungsbereitschaft beläuft sich bei 29,1 Mio. Haushalten auf 153 Mio. €. Davon entfallen 43 Mio. € auf Befragte, die zu einer einmaligen Zahlung bereit wären und 108 Mio. € auf Personen, die über eine längere Zeit hinweg bereit wären, jährlich für den Erhalt der Biodiversität an der Elbe zu zahlen.

Einschränkung der Vergleichbarkeit

Welcher Anteil dieser Summe auf die N-Reduktion im Einzugsgebiet der Elbe entfällt, ist ungewiss. Auch wenn diese Angaben zur Ermittlung noch angemessener Kosten zur N-Reduktion wenig hilfreich sind, so zeigen sie doch, dass die Gesellschaft dem Schutz der Umwelt einen hohen Wert beimisst.

Auswahl eines geeigneten Vergleichswertes

Die ökologische Leistung muss gemäß der WRRL in kosteneffizienter Weise erbracht, das gewünschte Umweltziel also auf kostengünstigstem Wege realisieren werden. Ist das Umweltziel mit einer anderen Methode als einer Retentionsanlage günstiger zu verwirklichen, so muss diese gewählt werden. Häufig ist jedoch die Auswahl eines passenden Substituts nicht eindeutig. Es kann immer nur eine Auswahl an Alternativen betrachtet werden. Neben dieser generellen Problematik bei der Auswahl eines Investitionsobjektes lassen sich hier folgende Einschränkungen bei der Suche des passenden Ersatzkostenwertes für die Nährstoffreduktion durch Retentionsanlage machen:

- Der Großteil der Zahlen sind veraltet und unter anderen Bedingungen erhoben als in Brandenburg vorherrschen.
- Die technische Alternative (Klärwerk) ist hinsichtlich ihrer Funktionsweise nur bedingt als Substitut geeignet.
- Bei politischen Alternativen (AUM) ist es häufig schwierig, die Kosten einer bestimmten ökologischen Leistung zuzurechnen, da die Maßnahme ggf. mehrere Umweltwirkungen hat. Zudem hängen die Wirkung und damit auch die

Kostenwirksamkeit der politischen Maßnahme von den standörtlichen Bedingungen ab.

Der Ersatzkostenwert hat somit nur den Charakter eines Richtwertes. Unter Berücksichtigung dieser Einschränkungen wird im Folgenden der von MEYERHOFF et al. (2007, S.29) ermittelte Durchschnittswert von 7,7 € je kg N-Retention als Richtwert herangezogen. Es gilt also je nach Fracht, das Anlagenverhältnis zu wählen, bei dem der N-Rückhalt je kg günstiger ist als 7,7 €. Alle Kombinationen aus Fracht und Anlagenverhältnis auf die das zutrifft sind in Tabelle 25, Tabelle 26 und Tabelle 27 farblich unterlegt.

3.7 Wirkung von Nährstoff-Retentionsanlagen in Einzugsgebieten

3.7.1 Nährstoffeinträge aus Dränsystemen und deren Reduzierung

Stoffeinträge gelangen aus unterschiedlichen Punkt- und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer. Nach Angaben des Umweltbundesamtes (UBA 2009a) gelangten in Deutschland im Zeitraum 2003-2005 Stickstoffeinträge in Höhe von fast 120 kt/a aus Dränsystemen in die Oberflächengewässer. Das entsprach einem Anteil von 21,0% an den gesamten Stickstoffeinträgen aus Punkt- und diffusen Quellen. Zu den Phosphoreinträgen in die Oberflächengewässer trugen Dränansysteme mit 0,8 kt/a bzw. 3,3% bei. In den einzelnen Flussgebietseinheiten schwanken die aus Dränanlagen stammenden Anteile der Stofffrachten erheblich. In den beiden Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Eider wurden die Stickstoffeinträge durch Anteile von 60% bzw. 64% deutlich von den Dränsystemen dominiert. Die Phosphoreinträge aus den Dränsystemen hatten mit 9% und 21% zwar einen jeweils geringeren Anteil an den Gesamteinträgen in beiden Flussgebietseinheiten, dennoch lag das Eider-Gebiet damit weit über den Phosphoreintragsanteilen, die Dränsysteme in anderen Flussgebietseinheiten aufwiesen.

Die Ergebnisse (Tabelle 31) zeigen, dass durch die angenommenen Reduzierungen der Stoffeinträge aus Dränsystemen die jährlichen Stickstoffeinträge gegenüber der Ausgangssituation von 2003-2005 auf 83% bis 89% auf gesenkt werden können. Der mögliche Rückhalt der aus den Dränsystemen stammenden Phosphoreinträge würde unter den angenommenen Bedingungen den gesamten jährlichen Eintrag auf etwa 92% bis 98% reduzieren (Tabelle 32).

Tabelle 31: Mögliche Verringerung der jährlichen Stickstoffeinträge aus Dränsystemen durch eine angenommene flächendeckende Einrichtung von Retentionsanlagen und deren Wirkung auf die gesamten Stickstoffeinträge in den Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Eider (unter Verwendung von Daten nach UBA 2009b)

Variante	Eintragsquelle	Flussgebietseinheit Warnow / Peene			Flussgebietseinheit Eider		
		N- Eintrag kt / a	N- Eintrag Anteil %	relative	N- Eintrag kt / a	N- Eintrag Anteil %	relative
				Änderung des N-Eintrags %			Änderung des N-Eintrags %
Situation 2003- 2005 ohne Retentionsanlage	Dränung	8,4	59,8		10,8	64,2	
	übrige Quellen	5,7	40,2		6,0	35,8	
	alle Quellen	14,1	100,0	100,0	16,8	100,0	100,0
Retentionsanlage bei Gesamtrückhalt von 18,2%	zurückgehaltener Anteil Dränung	1,5	10,9		2,0	11,7	
	restl. Anteil. Dränung	6,9	54,9		8,8	59,5	
	übrige Quellen	5,7	45,1		6,0	40,5	
	Gesamteintrag	12,6	100,0	89,1	14,8	100,0	88,3
Retentionsanlage bei direktem Rückhalt von 27,1%	zurückgehaltener Anteil Dränung	2,3	16,2		2,9	17,4	
	red. Dränung	6,1	52,1		7,9	56,6	
	übrige Quellen	5,7	47,9		6,0	43,4	
	Gesamteintrag	11,8	100,0	83,8	13,9	100,0	82,6

Tabelle 32: Mögliche Verringerung der jährlichen Phosphoreinträge aus Dränsystemen durch eine angenommene flächendeckende Einrichtung von Retentionsanlagen und deren Wirkung auf die gesamten Phosphoreinträge in den Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Eider (unter Verwendung von Daten nach UBA 2009c)

Variante	Eintragsquelle	Flussgebietseinheit Warnow / Peene			Flussgebietseinheit Eider		
		P- Eintrag kt / a	P- Eintrag Anteil %	relative	P- Eintrag kt / a	P- Eintrag Anteil %	relative
				Änderung des P-Eintrags %			Änderung des P-Eintrags %
Situation 2003-2005 ohne Retentionsanlage	Dränung	0,0	9,3		0,1	21,3	
	andere Quellen	0,3	90,7		0,2	78,7	
	Gesamt	0,4	100,0	100,0	0,2	100,0	100,0
Retentionsanlage bei Gesamtrückhalt von 21,5%	zurückgehaltener Anteil Dränung	0,0	2,0		0,0	4,6	
	red. Dränung	0,0	7,5		0,0	17,5	
	andere Quellen	0,3	92,5		0,2	82,5	
	Gesamteintrag	0,4	100,0	98,0	0,2	100,0	95,4
Retentionsanlage bei direktem Rückhalt von 36,3%	zurückgehaltener Anteil Dränung	0,0	3,4		0,0	7,7	
	red. Dränung	0,0	6,2		0,0	14,7	
	andere Quellen	0,3	93,8		0,2	85,3	
	Gesamteintrag	0,4	100,0	96,6	0,2	100,0	92,3

3.7.2 Kosten der Reduzierung von Nährstoffeinträgen aus Dränsystemen mit Nährstoff-Retentionsanlagen

Der mittlere Stickstoffeintrag aus Dränsystemen beläuft sich an der Eider auf 44 kg und an der Warnow/Peene auf 35 kg N/ha/a (Tabelle 33). Aus Tabelle 25, Tabelle 26 und Tabelle 27 lassen sich für jeden Bautyp jene Anlagenverhältnisse und Retentionsleistungen ablesen, die unter den getroffenen Annahmen kosteneffizient sind, also bis zu 7,7 € je kg Stickstoffrückhalt betragen. Bei Bautyp I und III sind die Anlagenverhältnisse A und B kosteneffizient. Durch die höheren Kosten des Bautyps II führt bei diesem nur das Anlagenverhältnis A zu einem kosteneffizienten Stickstoffrückhalt. Die Kosten des Stickstoffrückhalts belaufen sich bei Bautyp I auf 3 €/kg N für das Anlagenverhältnis A und auf 7 €/kg beim Anlagenverhältnis B.

Unter der Annahme, dass die drei Bautypen zu gleichen Teilen realisiert werden, ergeben sich für den Stickstoffrückhalt durch den Bautyp I mit dem Anlagenverhältnis A Kosten in Höhe von 972.000 € im gesamten Einzugsgebiet. Zuzüglich der Kosten durch die N-Retention mit den Bautypen II und III belaufen sich die Gesamtkosten für 244284 ha große Einzugsgebiet auf 3,24 Mio. €.

Tabelle 33: Kosten der N-Retention in den Einzugsgebieten der Eider und der Warnow/Peene

	N-Retention			
	Eider		Warnow/Peene	
Dränfläche ha	244284		241015	
N-Eintrag kt*a	10,8		8,4	
Fracht kg N/ha*a	44		35	
Retention	9%	17%	9%	17%
N-Rückhalt in kt*a	1,0	1,836	0,756	1,428
BT I: €/kgN Rückhalt	3	7	3	6
BT I: €/gesamt	972.000	4.284.000	756.000	2.856.000
BT II: €/kgN Rückhalt	4	9	3	7
BT II: €/gesamt	1.296.000	5.508.000	756.000	3.332.000
BT III: €/kgN Rückhalt	3	7	2	6
BT III: €/gesamt	972.000	4.284.000	504.000	2.856.000
€ im Flusseinzugsgebiet	3.240.000	14.076.000	2.016.000	9.044.000

Beim P-Rückhalt wird hier ausschließlich das Einzugsgebiet der Eider betrachtet, da der Phosphor -Eintrag an der Warnow/Peene nicht von Bedeutung ist. Für den Phosphorrückhalt ergeben sich unter der Annahme, dass die Retention eines kg Phosphors nicht mehr als 500 € kosten darf, Gesamtkosten in Höhe von 3 bis 10,8 Mio. €.

Tabelle 34: Kosten der P-Retention im Einzugsgebiet der Eider

	P-Retention	
	Eider	
Dränfläche ha	244284	
P-Eintrag kt*a	0,1	
Fracht kg P/ha/Jahr	0,4	
Retention	15%	25%
P-Rückhalt in kg*a	15000	25000
BT I: €/kgP-Rückhalt	200	400
BT I: €/gesamt	1.000.000	3.333.333
BT II: €/kgP-Rückhalt	200	500
BT II: €/gesamt	1.000.000	4.166.667
BT III: €/kgP-Rückhalt	200	400
BT III: €/gesamt	1.000.000	3.333.333
€ im Flusseinzugsgebiet	3.000.000	10.833.333

Letztlich ist diese Analyse eine überschlägliche Ermittlung der möglichen Kosten für die Reduzierung der Nährstoffeinträge aus Dränsystemen. Qualitativ bessere Ergebnisse erfordern die Kenntnis der Lage der Dränsysteme, die gegenwärtig für planerische Zwecke nur im Einzelfall jedoch nicht einzugsgebietsweit verfügbar ist, und der zu erwartenden Dränfracht. Damit wäre eine bessere Anpassung der gewählten Kosteneffizienz jeder Retentionsanlage an den tatsächlichen Verhältnissen möglich. Es ist abzusehen, dass die abgeschätzten Gesamtkosten (siehe Tabelle 33 und Tabelle 34) dann deutlich geringer ausfallen. Damit sind die hier dargestellten Kosten für die Reduzierung der Stickstoffeinträge aus Dränsystemen mit Retentionsanlagen eher die Maximal zu erwartenden.

3.8 Empfehlungen zur Errichtung von Retentionsanlagen

3.8.1 Standortauswahl

Voraussetzung für die Auswahl eines Standortes ist zunächst die Verfügbarkeit einer ausreichenden Fracht aus Dränabflüssen an diesem Ort. Die in einer Retentionsanlage zurückgehaltenen Stofffrachten nehmen in der Regel mit der Fracht aus dem Dränsystem zu. Im Zusammenhang mit hohen Stoffkonzentrationen in den Dränabflüssen kann ebenfalls ein höherer Rückhalt der Stofffrachten erwartet werden. Ist die Verfügbarkeit von Dränabflüssen a priori nicht gegeben, kann geprüft werden, ob Dränabflüsse dem sonst als geeignet erscheinenden Standort mit einem vertretbaren Aufwand zugeführt werden können.

Natürliche Geländesenken, kleinere Niederungen oder andere in der Landschaft bereits vorhandene Hohlformen sind besonders geeignet für die Einrichtung einer Retentionsanlage. Häufig sind dies feuchtere Standorte oder Reste früherer Feuchtgebiete, die mit ihren Habitatbedingungen den Ansprüchen der Vegetation, die für eine Retentionsanlage geeignet ist, genügen. Vor allem ermöglichen die genannten Geländeformen eine gute, dem Naturraum adäquate Einpassung der Anlage in die Landschaft. Der Geländeverlauf bietet dort im Allgemeinen günstige Voraussetzungen, um den Aufwand für eine Retentionsanlage möglichst gering halten zu können.

Ebenfalls geeignet sind auch die Standorte auf gewässernahen Flächen, über die Dränabflüsse in einem offenen Graben oder verrohrt in einem Sammler abgeführt werden. Hier kann durch eine ein- oder beidseitige Entnahme des Bodenmaterials und ggf. der Entfernung des Dränsammlers eine Mulde angelegt werden, die später aus Dränabflüssen gefüllt wird und wo die mitgeführten Stofffrachten reduziert werden können, bevor sie einem Gewässer zufließen.

Eine Vielzahl natürliche Geländesenken, kleine Niederungen oder andere in der Landschaft bereits vorhandene Hohlformen sind in den jungpleistozän geprägten Landschaften Norddeutschlands zu finden, die auf den Grund- und Endmoränen zudem auch einen sehr großen Anteil an gedränten landwirtschaftlichen Flächen aufweisen können. Diese Senken sind oft nur wenig für die landwirtschaftliche Nutzung geeignet oder nicht verwendet worden. Damit ist nur ein geringes Konfliktpotential zu erwarten, das sich aus der Konkurrenz zwischen landwirtschaftlich bedingten Nutzungsanprüchen und dem Flächenbedarf für eine Retentionsanlage ergibt.

Die Bodenverhältnisse eines Standortes können sich auf die Rückhalt- und Reinigungsfunktion einer Retentionsanlage auswirken. Sande und lehmige Sande ermöglichen bei guter Durchlässigkeit eine höhere Infiltration aus der Retentionsanlage in das Grundwasser als Böden mit höheren Tonanteilen und entsprechend geringerer Durchlässigkeit. Bei der Passage im Grundwasser können möglicherweise weitere Frachtreduktionen vor dem Eintritt in ein Oberflächengewässer auftreten. Bei Böden mit hohem Gehalten von Phosphor und organischem Kohlenstoff, aber mit geringen Eisengehalten, wie sie in Niedermoortorfen, bei Kolluvien oder in Gewässersedimenten auftreten, lassen mit dem Entstehen von Sauerstoffdefiziten in der Folge des Überstaus und des Pflanzenbewuchses eine Rücklösung des Phosphors erwarten. Solche Sauerstoffdefizite können vorwiegend in Phasen entstehen, in denen der Sauerstoffbedarf zum Abbau abgestorbener Biomasse stark ansteigt. Wenn der Flachwasserbereich der Anlage nicht mehr für den Rückhalt des rückgelösten Phosphors ausreicht, kann die über den Ablauf der Anlage exportierte Phosphorfracht die Menge der importierten Fracht übersteigen. Bei am Standort vorhandenen Böden mit hohem Phosphorgehalten sollte daher geprüft werden, ob die entsprechenden Bodenschichten abgetragen werden, um so das Potential für eine Phosphorrücklösung reduzieren zu können.

3.8.2 Gestaltung

Die Gestaltung der Grundform einer Retentionsanlage sollte einerseits eine hinreichend lange Verweilzeit des Dränwassers für die Abbau-, Transformations- und Assimilationsprozesse zur Verringerung der Stofffracht ermöglichen. Andererseits sollte die Form aber auch an die Aufwendungen für die zu erwartenden Unterhaltungsmaßnahmen, wie z. B. Arbeiten zur Mahd und Entnahme von Röhrichbeständen, orientiert werden. Ist die vorhandene Technik für die Fließgewässer- und Grabensystemunterhaltung dafür nicht ausreichend, muss mit einem deutlich höheren Kostenaufwand gerechnet werden. Deshalb sollte eine Retentionsanlage so angelegt werden, dass sie von vorhandenen bzw. üblichen Fahrzeugen mit an Auslegern geführten Mäh- und Räumgeräten erreichbar und die maximale Wasserbreite der Anlage auf die Reichweite der Mähtechnik abgestimmt ist.

Zur Gestaltung einer Retentionsanlage lassen sich für verschiedene örtliche Gegebenheiten Grundvarianten ableiten. Beispielhaft dafür sind die in der Abbildung 35 dargestellten, nach denen unter Berücksichtigung der Bewirtschaftungserfordernisse und der Verweilzeit entsprechend den Standortbedingungen tatsächliche Retentionsanlagen gestaltet werden sollten.

Senkenreaktivierung Niederung mit Verwallung Grabenaufweitung

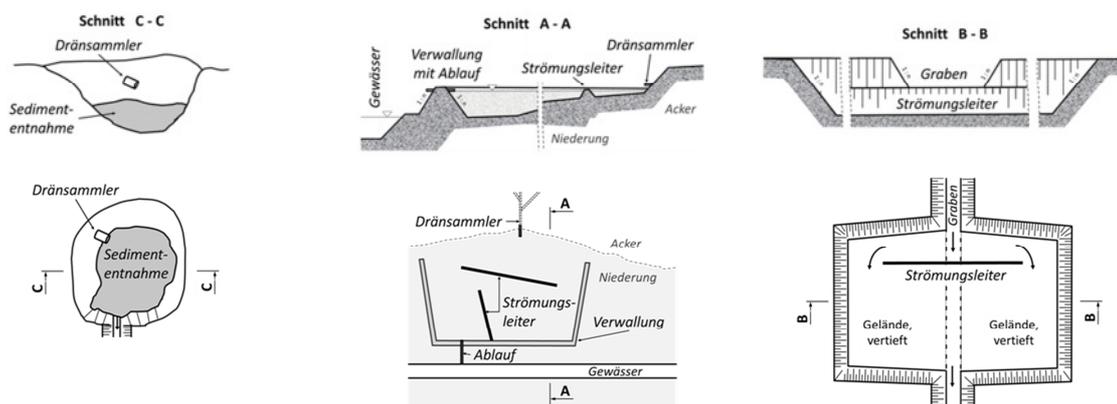


Abbildung 35: Drei mögliche Grundvarianten für Retentionsanlagen

Das Dränwasser sollte die Retentionsanlage mit einer tatsächlichen Verweilzeit von mehreren Tagen durchströmen. Den ersten Aufschluss über die größtmöglichen Verweilzeiten des Dränwassers gibt das Verhältnis aus dem Zufluss und dem Anlagenvolumen. An diesen theoretischen Wert kann die tatsächliche Verweilzeit nur mit Fließwegverlängerungen und Verringerungen der Fließgeschwindigkeiten innerhalb einer Anlage angenähert werden. Dazu tragen ein geringes Gefälle zwischen dem Zulauf und dem Ablauf sowie der Fließwiderstand einer dichten Vegetation bei. Die Gestaltung der Sohloberfläche und Wahl der Überlaufhöhe am Auslauf beeinflussen das Gefälle. Mit der Beibehaltung bzw. Anpflanzung dichter Schilf- und Röhrichtbestände können Bereiche mit erhöhten Fließwiderständen geschaffen werden. Wenn die Einbeziehung aller Bereiche in den durchströmten Bereich einer Anlage nicht durch die Anlagenform gewährleistet werden kann, sind Maßnahmen zur Wasserverteilung innerhalb der Anlage erforderlich, die eine kurze, direkt zwischen Zu- und Ablauf verlaufende Passage des Wassers vermeiden. Bereits die Zulaufzone sollte so gestaltet werden, dass das zulaufende Wasser aufgefächert wird und über eine größere Breite einströmt. Dies kann z. B. durch die Verwendung von Verteilerrohren oder von Sperren mit mehreren Durchlässen erreicht werden. Zur weiteren Lenkung der Strömung können auf der Sohle der Retentionsanlage Leitwälle aus Bodenmaterial oder in Form von Faschinen aus Baumstämmen oder Ästen errichtet werden, deren Oberseite bei größeren Wassertiefen unter der Wasseroberfläche liegen.

In einer Retentionsanlage sollten Tief- und Flachwasserbereiche sowohl mit aquatischen als auch mit amphibischen Vegetationszonen angelegt werden (Abbildung 36). Das Wasser soll zunächst einen Bereich mit größerer Wassertiefe durchfließen, der günstige Bedingungen für aquatische Vegetation aufweist. Durch die größere Wassertiefe ergibt sich ein Sedimentationsbecken für den feinpartikulären Detritus der aquatischen Vegetation. Gleichzeitig begünstigen die tieferen Wasserschichten mit ihrem sauerstoffarmen Milieu die Denitrifikation. Im Anschluss an den tieferen Bereich soll das Wasser in einen Flachwasserbereich geleitet werden, der bei der geringeren Wassertiefe höhere Sauerstoffgehalte aufweist. In dieser Zone können sich dichte Röhrichtbestände etablieren. Der hydraulische Widerstand der Vegetation führt zu einer Verlangsamung der Fließgeschwindigkeiten, so dass es in diesem Bereich zur Sedimentation von an Partikeln gebundenem Phosphor kommt. Um die Entwicklung und das Wachstum der aquatischen und amphibischen Vegetation in der gesamten Retentionsanlage nicht zu beeinträchtigen, sollen sowohl Beschattung durch Bäume am Rand der Anlage als auch zu geringe Wassertiefen vermieden werden.

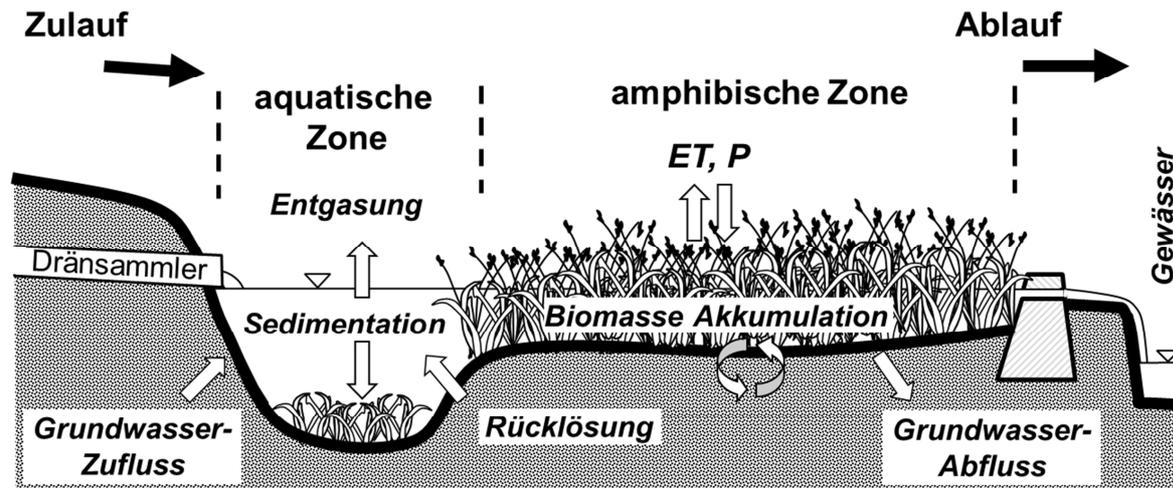


Abbildung 36: Zonierung einer Retentionsanlage

Während der Installation einer Retentionsanlage sollte das vorhandene Gewässersediment und Pflanzenmaterial mindestens teilweise belassen oder zwischengelagert und wieder eingebaut werden. Damit sollten in der fertigen Retentionsanlage größere Initialbereiche geschaffen werden, die die Etablierung pflanzlicher Biomasse forcieren und gleichzeitig das Potenzial für die Denitrifikation bilden. Bei unzureichenden oder fehlenden Materialien sollte dafür geeignetes Sediment bzw. Pflanzenmaterial aus benachbarten Gewässern gewonnen und für die Schaffung von größeren Initialbereichen genutzt werden.

3.8.3 Bemessung

Bei der Bemessung einer Retentionsanlage sind die maßgebenden Zielgrößen mit den angestrebten Rückhalt- und Reinigungsleistungen gegeben. Entsprechend den am Standort anfallenden Wasser- und Stofffrachten sind Fläche und Volumen der Anlage so zu wählen, dass auch bei großen Dränabflüssen ein noch ausreichender Rückhalteffekt erreicht wird. Der Wirkungsgrad einer Retentionsanlage nimmt in der Regel mit zunehmender Anlagengröße bzw. mit zunehmendem Verhältnis der Anlagen und der angeschlossenen Dränfläche zu. Eine Abschätzung der benötigten Anlagengröße ermöglicht die in der Abbildung 37 gezeigte Funktion, die auf eigenen Messdaten sowie auf ergänzenden Daten aus der Literatur beruht (vergleiche Kapitel 3.5).

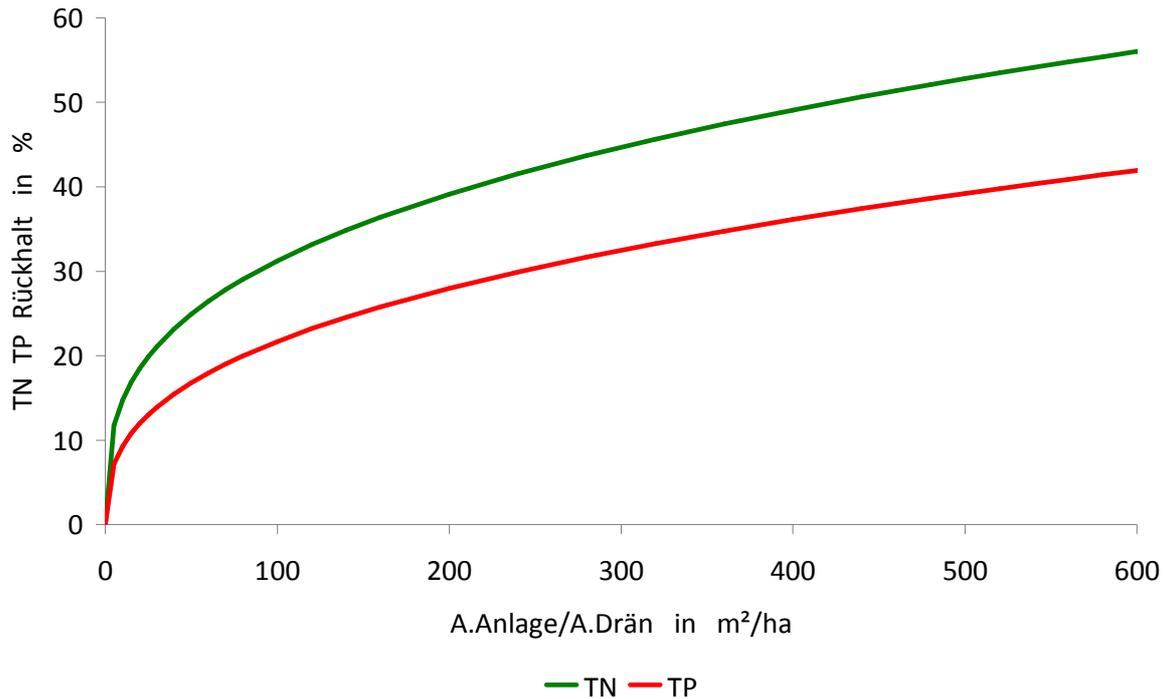


Abbildung 37: Rückhalt % = f (A.anlage / A.dränfläche) nach eigenen Daten und Literaturdaten

Da Dränwasserzuflüsse regional und saisonal sowohl quantitativ als auch qualitativ variieren und die Rückhaltleistung einer Anlage von deren Belastung abhängig ist, liefert die in Abbildung 37 dargestellte Funktion nur einen Anhalts Wert. Eine genauere Bemessung kann aus den Zusammenhängen zwischen dem Belastungsgrad der Anlage und ihrer Rückhaltleistung für einzelne Komponenten der Stofffrachten abgeleitet werden (siehe Abbildung 38), da diese Funktionen geringere Variationsbreiten aufweisen. Die Anwendung dieses Bemessungsverfahrens setzt jedoch die Kenntnis der Zuflüsse und ihrer Konzentrationen voraus.

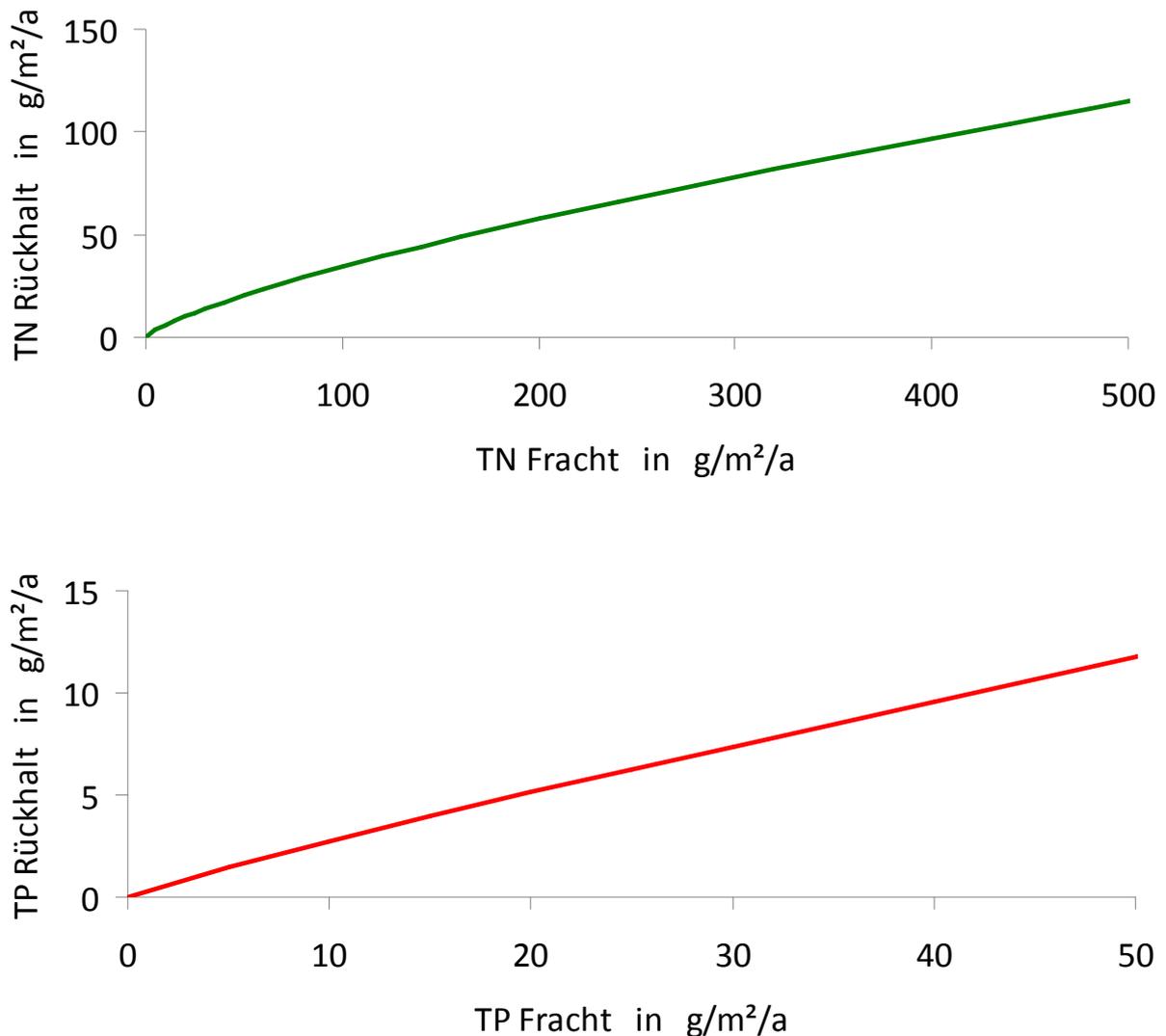


Abbildung 38: Rückhalt = f (Belastungsgrad in $\text{kg/m}^2/\text{a}$) (oben: Stickstoff, unten: Phosphor)

3.8.4 Bewirtschaftung

Stickstoff und Phosphor werden teilweise von der in einer Retentionsanlage vorhandenen Vegetation assimiliert und in ihrer Biomasse temporär festgelegt. Sobald abgestorbene Pflanzen absinken, können Zersetzungsprozesse beginnen und die eingelagerten Nährstoffe wieder freisetzen. Um die assimilierende Wirkung der Pflanzen zur Reduzierung der Nährstofffrachten zu nutzen, ist eine rechtzeitige Entnahme der Pflanzen aus der Retentionsanlage vor dem Einsetzen der Zersetzungsprozesse erforderlich. Die Entnahme der Vegetation ist vorrangig auf die Mahd von Schilf- und Röhrichtbeständen konzentriert, da diese in Verbindung mit ihrer im Vergleich zur aquatischen submersen Vegetation höheren Primärproduktion auch eine größere Nährstoffmenge assimilieren können. Das anfallende Mähgut mit den darin enthaltenen Nährstoffen könnte über eine Beimischung der Biomasse zum Wirtschaftsdünger dem Landwirtschaftsbetrieb wieder zur Nutzung zugeführt werden.

Eine Mahd und Entnahme der emersen Vegetation kann jedoch nicht nur einseitig unter dem Aspekt der Nährstoffentfernung und eventuellen Weiterverwertung bewertet werden. Ebenso sind dem Verbleib der Pflanzen in der Retentionsanlage und ihrer Zersetzung auch mögliche Vorteile für den Stoffrückhalt in der Anlage verbunden. So wiesen z. B. Kallner-Bastviken et al. (2007) darauf hin, dass mit zunehmender Dicke der Detritusschicht die

Sauerstoffversorgung der darunterliegenden Sedimentschicht eingeschränkt wird, was mit dem entstehenden anoxischen Milieu zu einer Begünstigung der Denitrifikation führt. Außerdem stellen die abgestorbenen emersen Pflanzen einen Pool an organischer Masse bereit, der über einen längeren Zeitraum als die leichter zersetzbare aquatische Vegetation als Kohlenstoffquelle verfügbar ist (z. B. HUME ET AL. 2002,).

Eine Entscheidung für die Bewirtschaftungsvariante Mahd mit der damit verbundenen Nährstoffentnahme oder für die Variante Verbleib der Pflanzen zur Bereitstellung organischer Masse kann nur unter Berücksichtigung der jeweils an einer Retentionsanlage individuellen Situation getroffen werden.

Sedimente sollten grundsätzlich nur teilweise und in Abhängigkeit von der Sedimentationsrate aus einer Retentionsanlage entfernt werden. Dabei müssen noch genügend Sedimente verbleiben, um ein Potenzial für die Denitrifikation aufrecht zu erhalten sowie die Wiederbesiedlung mit pflanzlicher Biomasse zu ermöglichen. Eine teilweise Sedimententnahme steht an, wenn durch längere anaerobe Phasen (insbesondere bei hoher Primärproduktion auf und nach dem Höhepunkt der Vegetationsperiode) die Phosphorkonzentrationen im Ablauf höher werden als im Zulauf. Das ist ein Indiz für eine mögliche Phosphorrücklösung aus dem Sediment. Vor der Entscheidung zur Sedimententnahme könnte die obere Sedimentschicht auf Akkumulation von Phosphor und organischem Kohlenstoff sowie auf das Bindungsvermögen für Phosphor untersucht werden, um weitere Entscheidungssicherheit zu bekommen. Ohne Phosphorproblem sollte die teilweise Sedimententnahme spätestens dann erfolgen, wenn das hydraulische System der Retentionsanlage durch das Sediment eingeschränkt wird.

3.8.5 Kosten und Wirksamkeit

Für die Kosten des Nährstoffrückhalts lässt sich sagen, dass (i) kleinere Anlagenverhältnisse unter der hier angenommenen Retentionsfunktion zu einer besseren Kostenwirksamkeit hinsichtlich der N-Reduktion führen als große. Allerdings spielt die Sensibilität des zu betrachtenden Gewässers bei der Auswahl der Anlagenverhältnisse eine Rolle, da die Retentionsleistung bei zunehmender Anlagengröße steigt. Zudem (ii) können durch die Anpassung der Anlage an die zur Verfügung stehenden Mähtechnik Betriebskosten reduziert werden.

4 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

Es wurde eine Methode entwickelt und getestet, die es ermöglicht, Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Dränsystemen in die Gewässer mittels Nährstoff-Retentionsanlagen zu reduzieren. Eingriffe in das Dränsystem oder eine Beeinträchtigung seiner Funktion sind bei dieser Methode ausgeschlossen. Sie kann angewendet werden, wenn landwirtschaftliche Maßnahmen zur Reduzierung gewässerbelastender Nährstoffausträge von den Dränflächen nicht die gewünschten Wirkungen erzielen können oder solche Maßnahmen nicht möglich sind. Die an Pilotanlagen gewonnenen Ergebnisse wurden mit Ergebnissen aus der internationalen Literatur bewertet und soweit möglich verallgemeinert. Damit wurden Zusammenhänge zwischen der Gestaltung, Leistung, Kosten und Wirkung von Nährstoff-Retentionsanlagen aufgezeigt, die bei der Umsetzung solcher Maßnahmen genutzt werden können.

Die Verwertbarkeit der Ergebnisse ist für Maßnahmenentwicklungen, -planungen und -umsetzungen zur Verbesserung der Wassergüte von Gewässern, die mit Nährstoffen aus Dränsystemen belasteten sind, auch im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie von der administrativen Ebene bis zum Planer und Eigentümer möglich.

In den zuständigen Verwaltungen des Bundes oder der Länder können die Ergebnisse für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bei der Entwicklung von Wassergütekonzptionen für Gewässer mit hohen Anteilen der Nährstoffbelastung aus Dränsystemen mit den daran geknüpften Förderprogrammen verwertet werden. Das betrifft die Erkenntnisse zu den Zusammenhängen zwischen der Gestaltung und Leistung ebenso wie denen der Kosten-Wirkungsanalysen.

Für Planungsbüros, Landwirte und Flächeneigentümer sind Empfehlungen für die Auswahl geeigneter Standorte, für die Gestaltung und Bemessung sowie für die Bewirtschaftung von Nährstoffretentionsanlagen entwickelt und zusammenfassend dargestellt worden, um die Umsetzung freiwilliger oder auch geforderter Maßnahmen zu erleichtern.

5 Zusammenfassung

Ziel des Projektes war der Funktionsnachweis und die Ableitung von Empfehlungen zur Gestaltung und zum Betrieb naturraumangepasster Anlagen zum Rückhalt von Nährstoffen, die mit Dränabflüssen aus landwirtschaftlichen Quellen in Gewässer gelangen können und deren Wassergüte und damit auch das ökologische Systems des Gewässers beeinträchtigen. Zu diesem Zweck wurden ab 2006 im Jungmoränengebiet Brandenburgs unter typischen Naturraumbedingungen vier Pilotanlagen zwischen Dränsystemen und Fließgewässern installiert und untersucht. Im Ergebnis der Untersuchungen von 2006 bis 2010 wurde der erwartete positive Funktionsnachweis für die Anlagen erbracht. Mit den Pilotanlagen konnten die jährlichen Stickstofffrachten aus den Dränsystemen um 9 bis 50 % und die jährlichen Phosphorfrachten um bis zu 80 % gemindert werden, bevor sie das Gewässer direkt erreichten. Eingriffe in das Dränsystem oder eine Beeinträchtigung seiner Funktion können durch solche Anlagen ausgeschlossen werden. Die Anlagen können insbesondere dann realisiert werden, wenn landwirtschaftliche Maßnahmen zur Reduzierung gewässerbelastender Nährstoffausträge von den Dränflächen nicht die gewünschten Wirkungen erzielen oder solche Maßnahmen nicht möglich sind.

Gleichzeitig wurden für die Nährstoffrückhaltung relevante anlageninterne Stoffumsatzprozesse in Abhängigkeit von der Jahreszeit sowie den Eigenschaften und der Bewirtschaftung der Anlagen untersucht und hinsichtlich ihrer Beiträge zum Nährstoffrückhalt der Anlagen bewertet. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass Prozesse der Nährstoffspeicherung durch Aufnahme in die Makrophyten-Biomasse und durch Sedimentation der Nährstoffe in der Anlage den Nährstoffrückhalt oft dominierten. Die Langzeitwirkung dieser temporären Nährstoffspeicherung wird vorwiegend durch die Speicherung in Röhrichten und Seggen der amphibischen Vegetationszonen der Anlagen ermöglicht. Im Fall des Phosphors bestehen aber auch Risiken der Rücklösungen aus den Sedimenten insbesondere bei starken Sauerstoffdefiziten. Ein dauerhafter Entzug von Nährstoffen aus den Frachten im Dränabfluss erfolgt allerdings nur durch Gasemission von Stickstoff (Denitrifikation). Dieser Effekt erreichte oft jedoch nicht die Dimension der oben genannten Speicherprozesse.

Die Ergebnisse dieser in Deutschland erstmalig durchgeführten Untersuchungen wurden auch unter Hinzuziehung publizierter Ergebnisse zu vergleichbaren Lösungen des Nährstoffrückhaltes aus Skandinavien, Nord-Amerika und Neuseeland bewertet und soweit wie möglich verallgemeinert. Daraus konnten Retentionsfunktionen entwickelt werden, die die Zusammenhänge zwischen geometrischen und lastabhängigen Parametern einer Anlage und deren Rückhaltleistung sowie deren Wirkungsgrad beschreiben.

Zusammen mit Betrachtungen zu den möglichen Kosten verschiedener Bautypen von Nährstoff-Retentionsanlagen wurden damit Kosten-Wirksamkeitsanalysen durchgeführt mit

denen aus einem Vergleich von Ersatzkosten schließlich alle wirtschaftlichen Kombinationen aus Anlagenverhältnis und Rückhaltefracht der Bautypen ermittelt werden konnten.

Die Potentiale der Wirkungen von Nährstoff-Retentionsanlagen auf die Nähstoffeinträge in Gewässer sowie die mit der Anlageneinrichtung entstehenden Kosten wurden modellhaft am Beispiel der Flussgebietseinheiten der Eider und der Warnow/Peene dargestellt, bei denen der Anteil der Stickstoffeinträge aus Dränsystemen am gesamten Nährstoffeintrag nahe 60 % liegt. Der Einsatz von Retentionsanlagen an allen Dränsystemen in diesen Flussgebieten würde demnach eine Reduktion der Gesamteinträge bei Stickstoff um 11 bis 16 % und bei Phosphor um 2 bis 8 % ermöglichen, wobei mit Kosten in Höhe von höchstens 3 bis 9 €/kg Stickstoff und von höchstens 200 bis 500 €/kg Phosphor zu rechnen wäre.

Schließlich wurden aus den hier genannten Ergebnissen Empfehlungen für die Errichtung von Retentionsanlagen entwickelt. Diese Empfehlungen umfassen Grundlagen und Hinweise für die Standortauswahl, die Gestaltung, Bemessung und Bewirtschaftung sowie die Darstellung der Kosten-Wirksamkeitsrelation einer Retentionsanlage.

Damit konnten die Ergebnisse, die durch das Monitoring von Pilotanlagen erzielt wurden, unter Hinzuziehung von publizierten Ergebnissen vergleichbarer Systeme sowie ökonomischer und modellbasierter Methoden bis zur Anwendungsreife verallgemeinert werden. Somit ist ihre praktische Anwendbarkeit bei der Realisierung von einzelnen Nährstoff-Retentionsanlagen bis hin zu Planungen und Konzeptentwicklungen in Einzugsgebieten gegeben. Gleichzeitig wurden die Grenzen der Anwendung der Umsetzungsempfehlungen und des Kenntnisstandes zum Funktionieren von Nährstoff-Retentionsanlagen aufgezeigt.

Die Verwertung der Ergebnisse ist für Maßnahmenentwicklungen, -planungen und -umsetzungen zur Verbesserung der Wassergüte von Gewässern, die mit Nährstoffen aus Dränsystemen belasteten werden, auch im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie von der administrativen Ebene bis zum Planer und Eigentümer möglich.

6 Gegenüberstellung der ursprünglich geplanten zu den tatsächlich erreichten Zielen; ggf. mit Hinweisen auf weiterführende Fragestellungen

Das **Gesamtziel** des Projektes bestand in der Erbringung von Funktionsnachweisen sowie der Erarbeitung von Gestaltungs- und Bewirtschaftungsprinzipien für naturraumangepasste Anlagen zum Rückhalt von Nährstoffen aus Abflüssen von Dränsystemen in verallgemeinerter Form. Mit den vorgestellten Ergebnissen wurde das Gesamtziel erreicht. Kleinere Einschränkungen ergaben sich bei einigen Teilaufgaben, die sich jedoch nicht wesentlich auf die Erfüllung der Gesamtzielstellung auswirkten.

TA 1: Grundtypen, Gestaltungs- und Bewirtschaftungskriterien

Entsprechend der Zielstellung erfolgte auf der Basis einer Literaturrecherche die Ermittlung erfolgversprechender Grundfunktionstypen, Gestaltungs- und Bewirtschaftungskriterien für landschaftsadäquate Retentionsanlagen. Weiterhin wurden konkrete standörtliche Bedingungen für die Planung und Errichtung von Retentionsanlagen hinter Dränabläufen ermittelt und Schlussfolgerungen für die Bemessung und Gestaltung von Pilotanlagen abgeleitet.

TA 2: Errichtung und Betrieb von Pilotanlagen

Im Rahmen des Projektes wurden wie geplant vier Pilotanlagen errichtet. Der Bau erfolgte durch den Wasser- und Bodenverband mittels Fördermitteln des Landes Brandenburg. Planung und Bau der Anlagen wurden vom Auftragnehmer wissenschaftlich begleitet, um auch alle Erfordernisse zu den Untersuchungen des Stoffrückhalts zu gewährleisten. Nach Abschluss der ersten Projektphase (2006-2008) wurde wie geplant die Anlage II entschlammt und die Wirkung auf den Stoffrückhalt untersucht.

Verzögerungen des Baus der Anlagen ergaben durch Probleme der Witterung (Winter), der Auswahl geeigneter Standorte und der Verfügbarkeit des Wasser- und Bodenverbandes. Deshalb konnten nicht alle Anlagen gleichzeitig in Betrieb gehen. Hinzu kamen Einschränkungen in der Dauer der Untersuchungen durch Kündigung des Nutzungsrechtes der Anlage I, durch Nichterreichbarkeit von Anlagen im Winter (I und III) und bei Waldbrandgefahr im Sommer (III) sowie die Entschlammung der Anlage II. Die Anlagen konnten in folgenden Zeiträumen mit Unterbrechungen untersucht werden:

Anlage I: 4/2006-3/2008

Anlage II: 12/2005-12/2008, 4/2009-10/2010

Anlage III: 4/2006-10/2010

Anlage IV: 4/2009-10/2010

TA 3: Stoffrückhalt in den Pilotanlagen

In jeder Anlage wurde wie geplant kontinuierlich in den oben genannten Zeiträumen die Messung physikalischer und chemischer Kenngrößen des Oberflächenwassers, des Grundwassers und der Witterung durchgeführt und daraus der Stoffrückhalt errechnet (Konzentrationen und Frachten). Physikalische Größen (Durchfluss, Niederschlag, Temperatur etc.) wurden in kurzen Zeitschritten durch Sensoren gemessen und mittels Datenlogger gespeichert. Die Erfassung der Nährstoffkonzentrationen erfolgte in Zeitschritten von weniger als einem Tag bis zu 21 Tagen. Für Zeitschritte bis zu einem Tag wurden auch automatische Probennehmer eingesetzt (24h-Tagesgänge, 24h-Sammelproben).

TA 4: Prozessanalysen in den Pilotanlagen

In allen Anlagen wurde wie geplant das Potenzial relevanter Stoffumsatzprozesse für den anlageninternen Nährstoffrückhalt (Bildung und Abbau von Makrophyten-Biomasse, Sediment-Wasser-Wechselwirkung, Gasemission) sowie der Einfluss relevanter Steuergrößen (Jahreszeit, Wassertiefe, Zufluss, Vegetationszonen, Beschattung etc.) analysiert.

Mit den durchgeführten Untersuchungen konnte im Rahmen des Projektes der Beitrag der Stoffumsatzprozesse zum Nährstoffrückhalt lediglich summarisch als anlageninterner Rückhalt der Stoffe aus mit dem Bau der Anlagen bereits vorhandenen Stoffspeicher sowie aus dem zufließenden Dränwasser ermittelt werden. Die Beprobung erfolgte außerdem stichprobenartig nur dreimal pro Jahr (Frühjahr, Sommer, Herbst). Eine geplante Beprobung im Winter 2008 und 2009 konnte witterungsbedingt nicht realisiert werden. Dennoch konnten auf dieser Basis und des längeren Untersuchungszeitraumes (2006-2010) Schlussfolgerungen für die Gestaltung und den Betrieb der Retentionsanlagen abgeleitet werden.

Weiterführende vertiefende Untersuchungen zum differenzierten Beitrag der Stoffumsatzprozesse zum Nährstoffrückhalt sind aufwendig und erfordern eine getrennte Erfassung des Rückhalts von Stoffen aus dem teichinternen Speicher und dem Zufluss. Weiterhin sind eine Erhöhung der Messfrequenz und die Einbeziehung der Biomasse der Wurzeln und des Detritus der Vegetation in die Betrachtung erforderlich.

TA 5: Wirkung von Stoffrückhalteanlagen in Einzugsgebieten

Das Ziel der geplanten Ermittlung möglicher Standorte von Retentionsanlagen mittels Geographischem Informationssystem, allgemein verfügbaren digitalen Karten (Boden, Geländehöhen, u. ä.) und vorhandenen Kenntnissen zur Lage und Beschaffenheit von Dränanlagen wurde nicht erreicht. Auf der Grundlage von Modellergebnissen zu den Nährstoffeinträgen in Flussgebietseinheiten, die beim Umwelt Bundesamt verfügbar sind, konnte jedoch Abschätzungen zur möglichen Reduktion der Nährstoffeinträge aus Dränsystemen durch Retentionsanlagen und den dabei entstehenden Kosten für Stickstoff und Phosphor vorgenommen werden.

TA 6: Verallgemeinerung der Ergebnisse zur Wirkungsweise von Rückhalteanlagen

Diese Teilaufgabe befasste sich mit der Verallgemeinerung von Gestaltungs- und Bewirtschaftungsprinzipien für naturraumangepasste Anlagen zum Rückhalt von Nährstoffen aus Abflüssen von Dränsystemen. Der aus den anderen Teilaufgaben erzielte Erkenntnisstand zum Stoffrückhalt sowie den dafür relevanten Prozessen und Standortbedingungen wurde wie geplant zusammengefasst und bewertet. Auf dieser Basis wurden Empfehlungen für die Lokalisierung, Gestaltung und Bewirtschaftung effektiver und kostensparender Anlagen zum Stoffrückhalt aus Dränabläufen abgeleitet. Diese Empfehlungen wurden so aufbereitet, dass sie für eine effektive und breite Anwendung dieser Maßnahmen zum Gewässerschutz im Sinne der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie geeignet sind.

TA 7: Wirkung von Maßnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistung der Retentionsanlagen

Die Untersuchung zur Wirkung der Entschlammung und Gehölzauflichtung auf die Reinigungsleistung der Pilotanlage II brachte verwertbare Ergebnisse, die auch für die TA 6 genutzt werden konnten. Die Untersuchung der Wirkungen von Biomasseentnahmen auf die Reinigungsleistung brachte allerdings keine messbaren Ergebnisse.

TA 8: Kosten-Wirksamkeitsanalyse-Analysen für einzelne Typen von Retentionsanlagen

Unter der Nutzung von an Hand TA 1 und TA 2 abgeleiteten Bautypen und den Ergebnissen der TA 3 wurde mit der Kosten-Wirksamkeitsanalyse wurde hinsichtlich der Kostenwirksamkeit optimale Verhältnisse von Wasser- und Dränfläche ermittelt. Mit der Nutzung dieser Ergebnisse für die Abschätzung der Potentiale von Retentionsanlagen im Einzugsgebietsmaßstab wurden die Ziele auch bei dieser Teilaufgabe erreicht.

7 Literatur

- Allen R. G., Pereira L. S. (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO Irrigation and drainage paper 56. Rom.
- Becker H. P. (2009): Investition und Finanzierung - Grundlagen der betrieblichen Finanzwirtschaft, 3. Auflage. Gabler, Wiesbaden, 357 Seiten.
- Böhm E. Hillenbrand T., Liebert J., Schleich J., Walz R. (2002): Forschungsbericht zum Forschungsauftrag "Kostenwirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz" an das Umweltbundesamts. Karlsruhe, 254 Seiten.
- Braskerud B. C. (2002 b): Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 19 (2002) 41–61.
- Braskerud B. C., Tonderski K. S., Wedding B., Bakke R., Blankenberg A.-G. B., B. Uleen B., Koskiaho J. (2005): Can Constructed Wetlands Reduce the Diffuse Phosphorus Loads to Eutrophic Water in Cold Temperate Regions?. *J. Environ. Qual.* 34, 2145–2155.
- Busch K.-F., Luckner L., Tiemer K. (1993): Geohydraulik. Gebrüder Borntraeger, Berlin und Stuttgart.
- Carleton J. N., Grizzard T. J., Godrej A. N., Post H. E (2001): Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands. *Wat. Res.* Vol. 35, No. 6, pp. 1552–1562, 2001, Elsevier Science Ltd.
- Dannowski R., Dietrich O., Tauschke R. (1999): Wasserhaushalt einer vernässten Niedermoorfläche in Nordost-Brandenburg. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, Vol. 38 (2-4), 251-266.
- Drexler, J. Z., Anderson F. E., Snyder R. L. (2008): Evapotranspiration rates and crop coefficients for a restored marsh in the Sacramento-San Joaquin Delta, California, USA. *Hydrol. Process.* 22, 725–735.
- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter 238/1996, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Bonn.
- Eggelsmann R. (1981): Dränanleitung für Landbau, Ingenieurbau und Landschaftsbau. 2. Auflage. Verlag Parey; Hamburg, Berlin, 288 pp.
- Gren I.-M. (1995): Costs and benefits of restoring wetlands: Two Swedish case studies. In *Ecological Engineering*, Vol. 4, 153-162.
- Grünebaum T. (1993): Neue Ansätze im integrierten Umweltschutz, - Eine Herausforderung für Staat, Wirtschaft und Bürger - Stoffbezogene Kosten der kommunalen Abwasserreinigung; In: Dohmann M. (Hrsg.): *Gewässerschutz Wasser Abwasser*, Vol. 139, Nr. 26. Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft. Aachen, 23/1-23/16. .
- Hartje V., Meyerhoff J., Dehnhard A. (2003): Endbericht des Projektes "Monetäre Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung der Stromlandschaft Elbe" an das Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Berlin, 102 Seiten.
- Herbst M., Kappen L. (1999): The ratio of transpiration versus evaporation in a reed belt as influenced by weather conditions. *Aquatic Botany* 63 (1999) 113-125.

- Hoffmann J., Stein H. (1988): Speicherung des Bodenwassers durch Dränanstau. Melioration und Landwirtschaftsbau. Berlin 22 (6), 277-278.
- Hume N. P., Fleming M. S., Horne A. J. (2002): Plant carbohydrate limitation on nitrate reduction in wetland microcosms. *Water Research* 36, 577–584.
- Kallner-Bastviken S., Eriksson P.G. Premrov A., Tonderski K. (2005): Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus. *Ecological Engineering* 25, 183-190.
- Kovacic D. A., David M. B., Gentry L. E., Starks K. M., Cooke R. A. (2000): Effectiveness of Constructed Wetlands in Reducing Nitrogen and Phosphorus Export from Agricultural Tile Drainage. *Journal of Environmental Quality*, Volume 29, no. 4, July-Aug. 2000. Madison, WI USA.
- Kovacic D. A., Twait R. M., Wallace M. P., Bowling J. M. (2006): Use of created wetlands to improve water quality in the Midwest-Lake Bloomington case study. *Ecological Engineering* 28 (2006) 258–270.
- Kozerski H. P., Leuschner K. (1999): Plate sediment traps for slowly moving waters. *Water Research* 33, 2913-2922.
- Kromp-Kolb H., Eitzinger J., Kubu G., Formayer H., Haas P., Gerersdorfer T. (2005): Auswirkungen einer Klimaänderung auf den Wasserhaushalt des Neusiedler Sees. Endbericht zum Forschungsprojekt im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung. Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Institut für Meteorologie, BOKU Wien. Wien.
- Larson A. C., Gentry L. E., David M. B., Cooke R. A., Kovacic D. A. (2000): The role of seepage in constructed wetlands receiving agricultural tile drainage. *Ecological Engineering* 15 (1-2), 91-104.
- LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 1. Auflage, 35 S.
- LAWA (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Richtlinien) der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 7. überarbeitete Auflage. Kulturbuchverlag Berlin, 156 Seiten.
- LAWA ingenieurbüro.
- Lewandowski J., Schauer I.; Hupfer M. (2002): Die Bedeutung von Sedimentuntersuchungen bei der Auswahl geeigneter Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 46 (1), 2-13.
- LUA BB – Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.) (2003): Luftqualität in Brandenburg. Jahresbericht 2003. Potsdam.
- Mander U., Lahmus K., Teiter S., Nurk K., Muring T.; Augustin, J. (2005): Gaseous Fluxes from Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 40 (6-7), 1215-1226.
- Meyerhoff J., Dehnhardt A. (2007): The European Water Framework Directive and Economic Valuation of wetlands: the Restoration of Floodplains along the River Elbe. In: *European Environment* Vol. 17, 18-36.

- MLUV (2010): Agrarbericht 2010 zur Land- und Ernährungswirtschaft des Landes Brandenburg. 104 Seiten.
- Pearce D. W., Turner R. K. (1990): Economics of Natural Resources and the Environment. Harvester Wheatsheaf, London u.a., 378 Seiten.
- Richter D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Berichte des Deutschen Wetterdienstes 194. DWD, Offenbach.
- Richtlinie (EG) Nr. 2000/60 des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (WRRL). In: ABl., L 327 vom 22.12.2000, S.1.
- Sands G. R, Song I., Busman L. M., Hansen B. J. (2008): The effects of subsurface drainage depth and intensity on nitrate loads in the northern Cornbelt. Transactions of the ASABE, 51 (3), 937-946.
- Scheffer B. (1993): Zum Nitrataustrag über Dräne. Wasserwirtschaft 83 (6), 330-333.
- Steidl J., Kalettka Th., Ehlert V., Quast J., Augustin J., (2008): Mitigation of pressures on water bodies by nutrient retention from agricultural drainage effluents using purification ponds. In: Proceedings of the 10th International Drainage Workshop of ICID Working Group on Drainage; Helsinki, Finland and Tallinn, Estonia, 6 – 11 July 2008, Helsinki University of Technology, Water Resources Publications, TKK-VTR-16, Espoo, 2008, ISBN 978-951-22-9469-5, 187-194.
- Stein H., Quast J. (1988): Projektierung und Bau von Dränanstaussystemen. Melioration und Landwirtschaftsbau, Berlin 22 (6), 274-276.
- Steinmann P., Shotyk W. (1996): Sampling anoxic porewater in peatlands using "peepers" for in situ-filtration. Fresenius J. Anal. Chem. 354, 709-713. .
- TGL 31222/06: Physikalische Bodenuntersuchung. Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes nach der Bohrlochmethode
- Tiemeyer B., Frings J., Kahle P., Köhne S., Lennartz B. (2007): A comprehensive study of nutrient losses, soil properties and groundwater concentrations in a degraded peatland used as an intensive meadow – Implications for re-wetting. J. Hydrology 345, 1-2, 80-101.
- Treichel F. (1957): Die Haupt- und Nebenwasserscheiden in Mecklenburg. Universität Greifswald, Diss.
- Turner R.K., Brouwer R., Crowards T.C., Georgius S. (2003): The economics of wetland management, In: Turner R.K., van den Bergh J. C. J. M., Brower R. (Hrsg.): Managing Wetlands. An Ecological Economic Approach. Elgar: Cheltenham, 73-107.
- UBA (2009a): Stickstoff und Phosphoreinträge aus Punkt- und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer in Deutschland. UBA-Umweltdaten, <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/document/downloadImage.do?ident=18115> .
- UBA (2009b): Stickstoffeinträge aus Punkt- und diffusen Quellen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands. UBA-Umweltdaten, <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/document/downloadImage.do?ident=18116> .
- UBA (2009c): Phosphoreinträge aus Punkt- und diffusen Quellen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands. UBA-Umweltdaten, <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/document/downloadImage.do?ident=18117> .

- Van Bakel J., Van Boekel E., Clevering O., Noij G.-J., (2007):. Controlled drainage: For all your water goals? Cost action 869, Mitigation options for nutrient reduction in surface water and groundwater. Abstracts of the workshop “Mitigation options: framework, effectiveness, and interactions. Devon, UK, p.30.
- Weingarten P., Henrichmeyer W., Meyer R. (1995): Abschätzung der Auswirkungen von Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz im Bereich Landwirtschaft. In: Agrarwirtschaft 44, Heft 4/5, 191-204.
- Werner W., Wodsack H. P. (Hrsg.) (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum, 22. DLG-Verlag, Frankfurt/Main.
- Wicke L., Blenk L. (1991): Umweltökonomie. Eine praxisorientierte Einführung, 3., überarb., erw. und aktualisierte Auflage. Verlag Franz Vahlen, München, 712 Seiten.
- Wöhe G., Döring U. (2008): Einführung in die Allgemeine Betriebswirtschaftslehre, 23., vollständig neu bearbeitete Auflage. Verlag Franz Vahlen, München, 1065 Seiten.
- Zimmerling B., Schmidt W. (2002): Beitrag der konservierenden Bodenbearbeitung zum vorbeugenden Hochwasserschutz. In: Berichte aus der Pflanzenproduktion, Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Heft 11/7. Jahrgang, 23-51

Anhang

Tabellenverzeichnis Anhang

Tabelle A 1: Wassergüteparameter und Analysemethoden.....	4
Tabelle A 2: Wasserhaushaltsbilanz der Retentionsanlagen nach Bilanzjahren	5
Tabelle A 3: Deckungsanteil und Stoffspeicherung der lebenden oberirdischen Makrophyten-Biomasse.....	7
Tabelle A 4: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage I (2006-2008).....	8
Tabelle A 5: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage II Teich 1 (2006-2008).....	8
Tabelle A 6: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage II Teich 1 (2009-2010).....	9
Tabelle A 7: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage II Teich 2 (2009-2010).....	9
Tabelle A 8: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage III (2006-2008).....	10
Tabelle A 9: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage III (2009-2010).....	10
Tabelle A 10: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage IV (2009-2010).....	11
Tabelle A 11: Urdaten zu den Prozessen des anlageninternen Stickstoffumsatzes.....	11
Tabelle A 12: Urdaten zu den anlageninternen Prozessen des Phosphorumsatzes	12
Tabelle A 13: Urdaten zu den Prozessen des anlageninternen Kohlenstoffumsatzes	13
Tabelle A 14: Flächennormierter anlageninterner Stickstoff-Rückhalt der Vegetationszonen.....	14
Tabelle A 15: Flächennormierter anlageninterner Phosphor-Rückhalt der Vegetationszonen.....	15
Tabelle A 16: Anteil der Prozesse am flächennormierten Stickstoffumsatz der Vegetationszonen.....	16
Tabelle A 17: Anteil der Prozesse am flächennormierten Phosphorumsatz der Vegetationszonen.....	17
Tabelle A 18: Absoluter anlageninterner Stickstoff-Rückhalt	18
Tabelle A 19: Absoluter anlageninterner Phosphor-Rückhalt.....	19
Tabelle A 20: Übersicht zu den der Berechnung zugrunde liegende Kostenkomponenten und Preise zur Errichtung einer Retentionsanlage (nach Ingenieurbüro LAWA, Güstrow)	22
Tabelle A 21: Kostenaufstellung: Bautyp I – Verwaltung	25
Tabelle A 22: Kostenaufstellung: Bautyp II – Grabenaufweitung	26
Tabelle A 23: Kostenaufstellung: Bautyp III – Senkenreaktivierung	27

Abbildungsverzeichnis Anhang

Abbildung A 1: Anteil des Abflusses aus den Dränsystemen am Wasserimport der Retentionsanlagen (Mittelwerte der Monatssummen der Bilanzjahre)	5
Abbildung A 2: Anteil des Durchflusses am Ablauf an dem Wasserimport der Retentionsanlagen (Mittelwerte der Monatssummen der Bilanzjahre)	6
Abbildung A 3: Bautyp I - Überstau durch Verwallung (Aufsicht)	20
Abbildung A 4: Bautyp I - Überstau durch Verwallung (Schnitt AA)	20
Abbildung A 5: Bautyp II – Grabenaufweitung (Aufsicht)	21
Abbildung A 6: Bautyp II – Grabenaufweitung (Schnitt AA).....	21

Tabelle A 1: Wassergüteparameter und Analysemethoden

Parameter	Methode	Ort der Messung	Probenvorbereitung	Messgerät
N-Ges. (=TN)		Labor	Aufschluss mit Säure	Spektrophotometer
NO ₃	DIN 38405, Teil 20	Labor	Membranfilter ME25/0,45µm	Ionenchromatograph (mit Kartusche zur Eliminierung organischer Verunreinigung)
NO ₂				
SO ₄				
Cl				
NH ₄ -N	DIN 38 406, Teil 5	Labor	Membranfilter ME25/0,45µm	Spektrophotometer
PO ₄ -P-Ges. (=TP)	DIN 38 405, Teil 11-4	Labor		Spektrophotometer
o-PO ₄ -P (=SRP)	DIN 38 405, Teil 11-1	Labor	Membranfilter ME25/0,45µm	Spektrophotometer
Algenbiomasse (Chlorophyll A)	DIN 38 412, Teil 16	Labor	Glasfaserfilter	Spektrophotometer
Mg, Ca	DIN 38 406, Teil 3	Labor	keine	AAS, ICP
Karbonathärte	Merck	Gelände	keine	Testsatz Fa. Merck
O ₂	DIN 38 408, Teil 22 u. 23	Gelände	keine	Elektrode
pH	DIN 38 404, Teil 5	Gelände	keine	Elektrode
Leitfähigkeit	DIN 38 404, Teil 8; WTW	Gelände	keine	Elektrode
Temperatur		Gelände	keine	Elektrode
DOC, TOC	DIN 38409, Teil 3	Labor	Spezialfilter für DOC	Analyzer
SAK (254 nm)	DIN 38404, Teil 3	Labor		Spektrophotometer
Abfiltrierbare Stoffe	DIN 38409, Teil 2	Labor	Spezialfilter	Analysenwaage
BSB2	DIN 38409, Teil 52	Labor	Inkubation bei 20 °C	Elektrode

Tabelle A 2: Wasserhaushaltsbilanz der Retentionsanlagen nach Bilanzjahren

Anlage	Bilanz-jahr	Wasserimport			Wasserexport			Bilanz Rest
		Drän-anlage	Grund-wasser	Nieder-schlag	Verdun-stung	Grund-wasser	Ablauf	
m ³ /a								
I	2006	19090	2418	3632	4491	4623	18752	2585
	2007	33574	4290	3859	4637	4630	29397	-2972
	2008	39233	3450	2814	4617	4054	38123	1257
II	2006	89527	1517	1289	1611	10646	87766	7557
	2007	228922	3398	1707	1507	349	228378	-3731
	2008							
	2009	266932	7214	1350	1364	1879	244288	-27927
III	2006	9928	0	329	464	5817	3893	-113
	2007	17986	737	459	458	9509	9928	718
	2008	13136	1793	317	452	6834	8497	548
	2009	15112	2063	400	425	7201	9354	-590

Die Speicheränderung ist nicht aufgeführt.

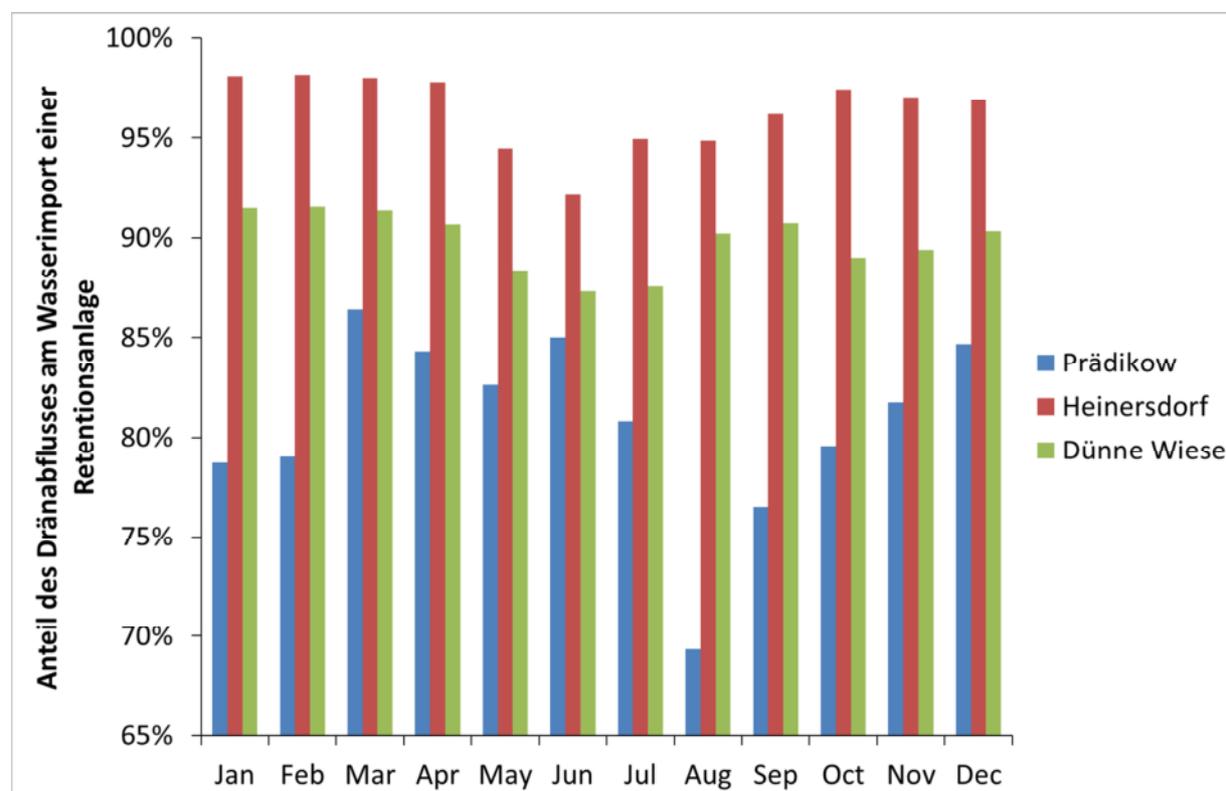


Abbildung A 1: Anteil des Abflusses aus den Dränsystemen am Wasserimport der Retentionsanlagen (Mittelwerte der Monatssummen der Bilanzjahre)

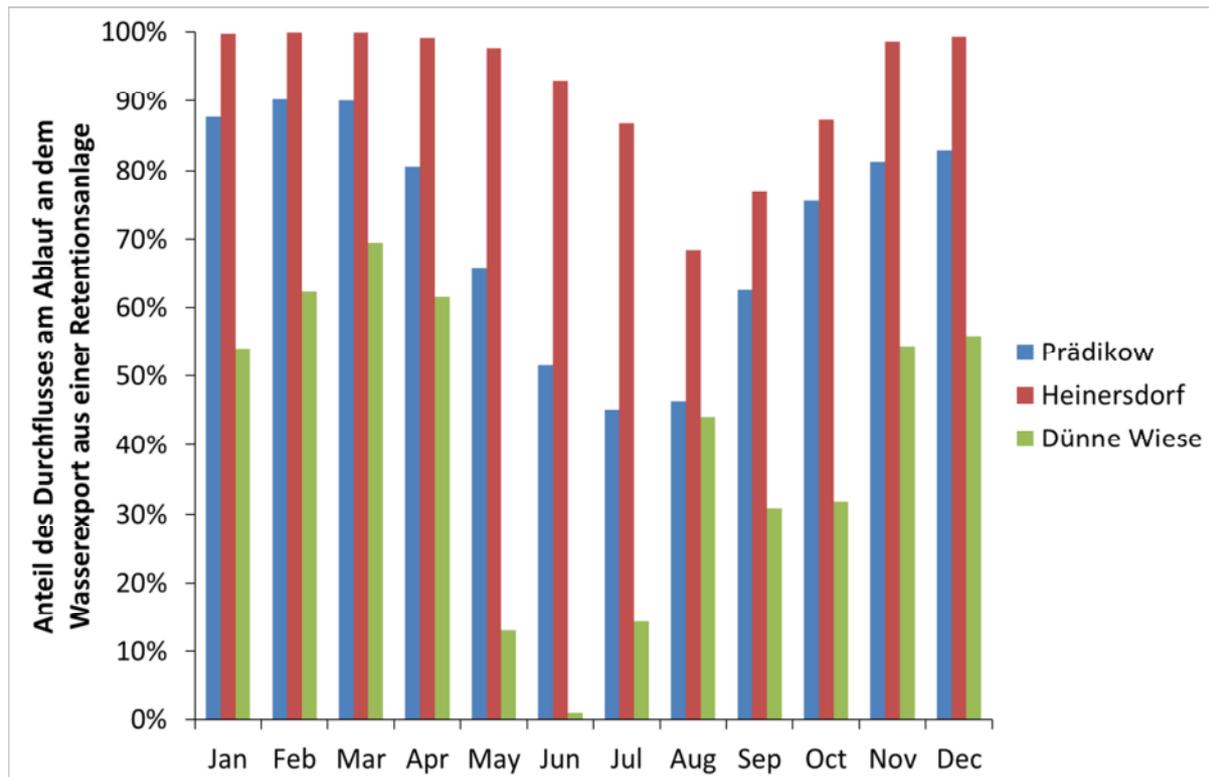


Abbildung A 2: Anteil des Durchflusses am Ablauf an dem Wasserimport der Retentionsanlagen (Mittelwerte der Monatssummen der Bilanzjahre)

Tabelle A 3: Deckungsanteil und Stoffspeicherung der lebenden oberirdischen Makrophyten-Biomasse

Datum	Standort	Deckungs-Anteil der Vegetation an der Teichfläche [%]			Fläche der Vegetations-Zone [m ²]		TM pro Fläche Vegetations-Zone [kg]			C pro Fläche Vegetations-Zone [kg]			C pro normierter Fläche [g*m ⁻²]		N pro Fläche Vegetations-Zone [kg]			N pro normierter Fläche [g*m ⁻²]		P pro Fläche Vegetations-Zone [kg]			P pro normierter Fläche [g*m ⁻²]		
		aq	am	ges	aq	am	aq	am	ges	aq	am	ges	aq	am	aq	am	ges	aq	am	aq	am	ges	aq	am	
		Dez. 05	Anlage II Heinersdorf Teich1	0	21	21	237	404	0	122	122	0,0	56	56	0	403	0,0	2,6	2,6	0,0	18,6	0,0	0,3	0,3	0,0
Jun. 06	0	37		37	237	404	0	164	164	0,0	66	66	0	525	0,0	4,3	4,3	0,0	33,0	0,0	0,6	0,6	0,0	4,1	
Aug. 06	36	50		86	237	404	11	393	404	3,2	158	161	13	1389	0,3	9,6	9,9	1,3	81,8	0,1	1,3	1,4	0,2	10,9	
Nov. 06	0	40		40	237	404	0	212	212	0,0	88	88	0	650	0,0	3,9	3,9	0,0	27,6	0,0	0,5	0,5	0,0	3,6	
Jun. 07	0	44		44	237	404	0	146	146	0,0	58	58	0	431	0,0	3,3	3,3	0,0	24,8	0,0	0,6	0,6	0,0	4,8	
Aug. 07	36	55		91	237	404	6	348	354	1,9	143	145	8	1130	0,1	8,5	8,6	0,6	67,6	0,02	1,1	1,2	0,1	8,8	
Nov. 07	0	43		43	237	404	0	269	269	0,0	117	117	0	860	0,0	5,3	5,3	0,0	38,8	0,0	0,5	0,5	0,0	3,3	
Jun. 08	0	49		49	237	404	0	128	128	0,0	50	50	0	363	0,0	5,0	5,0	0,0	35,6	0,0	0,6	0,6	0,0	4,5	
Aug. 08	nicht beprobt (laut Plan, Ende 1. Projektphase)																								
Nov. 08	0	26		26	237	404	0	153	153	0,0	70	70	0	590	0,0	2,6	2,6	0,0	21,3	0,0	0,3	0,3	0,0	2,7	
Jun. 09	0	10	10	80	561	0	65	65	0,0	29	29	0	364	0,0	1,9	1,9	0,0	24,2	0,0	0,3	0,3	0,0	3,5		
Aug. 09	88	10	98	80	561	22	90	112	6,6	7	12	7	12	0,6	0,6	1,1	0,1				0,1	0,1			
Dez. 09	3	6	9	80	561	99	66	165	34,8	30	65	62	372	3,0	1,0	4,0	5,3	12,5	0,4	0,1	0,5	0,7	1,7		
Jun. 10	27	11	38	80	561	14	47	61	2,0	20	22	4	248	0,2	1,4	1,6	0,4	17,3	0,0	0,2	0,3	0,1	2,9		
Aug. 10	nicht beprobt																								
Nov. 10	4	9	13	80	561	15	64	79	6,6	29	36	12	362	0,6	1,5	2,1	1,1	18,6	0,1	0,2	0,3	0,2	2,5		
Aug. 09	Anlage II Heinersdorf Teich 2	90	0	90	1593	0	62	62	18,8	19	12	1,7	1,7	1,1	0,1						0,1	0,1			
Dez. 09		1	0	1	1593	0	157	157	53,9	54	34	4,6	4,6	2,9	0,7						0,7	0,4			
Jun. 10		90	0	90	1593	0	389	389	108,8	109	68	10,2	10,2	6,4	0,9						0,9	0,5			
Aug. 10		nicht beprobt																							
Nov. 10	80	0	80	1593	0	394	394	151,6	152	95	15,5	15,5	9,7	3,0						3,0	1,9				
Jun. 06	Anlage I Prädikow	8	54	62	864	4413	675	4963	5638	142	2105	2247	165	842	11,3	92,6	104,0	13,1	36,6	2,0	12,3	14,3	2,3	4,9	
Aug. 06		11	69	80	648	4629	547	6096	6643	150	2632	2782	231	1317	12,2	89,6	101,8	18,8	41,9	0,9	11,7	12,6	1,4	5,5	
Nov. 06		10	67	77	648	4629	176	5018	5194	42	2211	2253	65	1317	2,8	65,2	68,0	4,4	39,8	0,2	7,8	7,9	0,2	6,2	
Mai. 07		13	83	96	352	4925	73	5004	5077	19	2149	2167	53	1228	1,6	96,1	97,6	4,5	52,4	0,1	12,6	12,7	0,3	8,0	
Aug. 07		6	83	89	352	4925	70	7712	7782	22	3440	3462	62	2183	1,7	121,0	122,7	4,8	76,0	0,2	16,0	16,2	0,7	10,5	
Nov. 07		2	76	78	352	4925	71	6650	6721	24	3040	3064	69	1833	2,3	70,4	72,7	6,5	46,1	0,4	6,5	6,9	1,2	5,4	
Jun. 08		7	84	91	352	4925	102	6406	6508	34	2768	2801	96	1955	2,9	95,1	98,0	8,3	61,0	0,2	10,7	10,9	0,6	8,1	
Aug. 08		nicht beprobt (laut Plan, Ende 1. Projektphase)																							
Nov. 08		3	66	69	352	4925	37	4821	4858	15	2219	2233	42	1597	1,5	63,5	65,0	4,1	45,6	0,2	8,8	9,1	0,7	7,1	
Mrz. 09		nicht beprobt (Kündigung Nutzung der Anlage)																							
Jun. 06	Anlage III Dünne Wiese	21	13	34	420	225	94	51	145	20	21	42	48	110	1,0	1,2	2,2	2,4	6,1	0,1	0,1	0,2	0,4	0,4	
Aug. 06		33	29	62	334	311	108	196	304	20	87	107	60	461	1,3	4,8	6,0	3,8	25,8	0,2	0,4	0,6	0,7	2,1	
Nov. 06		44	25	69	334	311	70	153	223	23	66	89	70	388	1,2	2,4	3,7	3,7	15,0	0,2	0,2	0,4	0,5	1,6	
Mai. 07		21	34	55	257	388	56	146	202	10	61	71	39	329	0,7	3,0	3,7	2,8	16,6	0,2	0,5	0,6	0,6	2,8	
Aug. 07		36	49	85	257	388	126	328	454	24	145	169	92	901	1,2	5,8	7,0	4,6	36,0	0,2	0,6	0,8	0,8	4,1	
Nov. 07		20	26	46	247	398	160	364	524	42	161	203	170	1100	3,4	4,2	7,6	13,7	32,9	0,3	0,4	0,7	1,2	3,2	
Jun. 08		nicht beprobt (Zufahrt nicht befahrbar)																							
Aug. 08		nicht beprobt (laut Plan, Ende 1. Projektphase)																							
Nov. 08		nicht beprobt (Zufahrt nicht befahrbar)																							
Jun. 09		9	43	52	200	445	136	410	546	33	185	218	164	899	2,3	8,6	10,8	11,3	41,0	0,2	0,9	1,2	1,2	4,7	
Aug. 09	19	66	85	160	485	181	1007	1188	47	464	511	294	2146	3,4	21,0	24,4	21,4	95,0	0,4	2,3	2,7	2,4	11,2		
Dez. 09	7	61	68	160	485	72	879	951	25	418	443	155	2072	1,7	10,0	11,8	10,8	49,5	0,2	0,9	1,1	1,2	4,8		
Jun. 10	20	64	84	160	485	75	437	512	25	190	215	158	812	2,1	9,9	11,9	12,9	42,7	0,2	1,3	1,5	1,2	5,5		
Aug. 10	20	62	82	160	485	20	10806	10826	8	818	827	52	3904	0,5	35,4	35,8	3,0	165,5	0,0	3,6	3,7	0,3	17,6		
Nov. 10	7	61	68	160	485	28	976	1004	10	428	438	63	2055	1,1	14,3	15,4	6,7	65,5	0,2	1,7	1,9	1,1	7,8		
Jun. 09	Anlage IV Grunow	41	8	49	214	46	233	62	296	49	29	78	228	623	3,8	1,2	5,0	17,7	25,6	0,2	0,1	0,4	1,1	2,6	
Aug. 09		41	10	51	214	46	147	24	172	31	11	42	146	239	3,0	0,5	3,5	14,1	10,3	0,2	0,1	0,3	1,0	1,1	
Nov. 09		9	8	17	214	46	30	57	87	8	25	33	39	534	0,7	0,7	1,3	3,0	14,9	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	1,7
Jun. 10		36	9	45	214	46	100	32	132	27	14	41	126	297	2,0	1,0	3,0	9,5	20,9	0,1	0,1	0,2	0,6	1,9	
Aug. 10		36	9	45	214	46	27	68	95	9	30	38	40	644	0,7	1,4	2,0	3,1	29,4	0,1	0,1	0,2	0,2	3,1	
Okt. 10	14	9	23	214	46	41	58	98	15	26	41	69	564	1,1	0,9	2,1	5,4	19,9	0,1	0,1	0,2	0,7	1,5		

gelb = Maxima der Stoffspeicherung; aq-aquatische Zone; am-amphibische Zone; ges-gesamt; TM-Trockenmasse; C-Kohlenstoff; N-Stickstoff; P-Phosphor

Tabelle A 4: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage I (2006-2008)

Art		Max. Deckungsgrad in %										
		aquatisch		amphibisch						terrestrisch		
Deutscher Name	Wiss. Name	8	9	Röhricht		Seggenried				Ufer		
				2	5	6	7	10	11	4	1	3
Fädige Grünalgen		40	15	5	15	-	-	1	-	-	-	-
Kleine Wasserlinse	Lemna minor	30	10	10	5	1	10	1	5	-	-	-
Schilf	Phragmites australis	10	1	80	80	1	5	1	-	1	-	-
Wasser-Schwaden	Glyceria maxima	15	70	15	-	-	-	-	60	0,5	-	-
Breitblättriger Rohrkolben	Typha latifolia	10	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-
Flutender Schwaden	Glyceria flutians	20	-	-	-	5	-	60	-	0,5	-	-
Ufer-Segge	Carex riparia	-	3	1	-	-	-	-	90	-	-	-
Rispen-Segge	Carex paniculata	-	-	-	0,5	-	70	30	-	-	-	-
Sumpf-Segge	Carex acutiformis	-	0,5	-	0,5	85	10	-	-	2	-	-
Flatter-Binse	Juncus effusus	-	-	0,5	-	0,5	-	-	-	20	-	-
Kriechender Hahnenfuß	Ranunculus repens	-	-	0,5	0,5	0,5	-	-	-	55	x	x
Wiesen-Rispengras	Poa pratensis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
Wiesen-Fuchsschwanz	Alopecurus pratensis	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	x	x
Gemeines Knautgras	Dactylis glomerata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
Deutsches Weidelgras	Lolium perenne	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
Wiesen-Schwingel	Festuca pratensis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x

Tabelle A 5: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage II Teich 1 (2006-2008)

Art		Max. Deckungsgrad in %						
		aquatisch		amphibisch			terrestrisch	
Deutscher Name	Wiss. Name	4	7	Röhricht		Ufergehölz		
				3	6	5	1	2
Fädige Grünalgen		60	-	0,5	-	20	-	-
Kleine Wasserlinse	Lemna minor	20	5	-	1	1	-	-
Rohr-Glanzgras	Phalaris arundinacea	2	2	40	40	-	-	-
Bach-Ehrenpreis	Veronica beccabunga	0,5	3	2	60	60	-	-
Bitteres Schaumkraut	Cardamine amara	-	1	20	0,5	-	-	-
Bitters. Nachschatten	Solanum dulcamara	-	1	2	60	5	-	-
Ästiger Igelkolben	Sparganium erectum	-	-	5	3	1	-	-
Breitblätt. Rohrkolben	Typha latifolia	-	-	-	-	30	-	-
Flutender Schwaden	Glyceria flutians	-	-	10	-	5	-	-
Rauhh. Weidenröschen	Epilobium hirsutum	-	-	50	-	-	-	-
Gemeines Rispengras	Poa triviale	-	-	10	-	0,5	-	-
Flügel-Braunwurz	Scrophularia umbrosa	-	-	2	-	20	-	-
Kohl-Distel	Cirsium oleraceum	-	-	5	-	-	1	-
Riesen-Bärenklau	Heracleum mantegazzia.	-	-	5	0,5	-	20	50
Große Brennnessel	Urtica dioica	-	-	5	0,5	-	20	20
Kletten-Labkraut	Galium aparine	-	-	-	-	-	30	10
Wiesen-Kerbel	Anthriscus sylvestris	-	-	-	-	-	5	5
Schwarz-Erle	Alnus glutinosa	-	-	-	-	-	70	80
Gemeine Esche	Fraxinus excelsior	-	-	-	-	-	10	10
Schwarzer Holunder	Sambucus nigra	-	-	-	-	-	5	2
Weide	Salix spec.	-	-	-	-	-	-	5

Tabelle A 6: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage II Teich 1 (2009-2010)

Art		Max. Deckungsgrad in %		
		aquatisch	amphibisch Röhricht	terrestrisch Ufergehölz
Deutscher Name	Wiss. Name	4	3+5	2
Fädige Grünalgen		30	-	-
Kleine Wasserlinse	Lemna minor	100	-	-
Rohr-Glanzgras	Phalaris arundinacea	-	50	-
Bach-Ehrenpreis	Veronica beccabunga	-	15	-
Bitteres Schaumkraut	Cardamine amara	-	1	-
Bitters. Nachschatten	Solanum dulcamara	-	10	-
Ästiger Igelkolben	Sparganium erectum	-	10	-
Breitblätt. Rohrkolben	Typha latifolia	-	20	-
Flutender Schwaden	Glyceria flutians	-	10	-
Rauhh. Weidenröschen	Epilobium hirsutum	-	10	-
Gemeines Rispengras	Poa triviale	-	-	-
Flügel-Braunwurz	Scrophularia umbrosa	-	5	-
Kohl-Distel	Cirsium oleraceum	-	5	-
Riesen-Bärenklau	Heracleum mantegazzia	-	-	50
Große Brennnessel	Urtica dioica	-	5	20
Kletten-Labkraut	Galium aparine	-	-	10
Wiesen-Kerbel	Anthriscus sylvestris	-	-	5
Schwarz-Erle	Alnus glutinosa	-	-	80
Gemeine Esche	Fraxinus excelsior	-	-	10
Schwarzer Holunder	Sambucus nigra	-	-	2
Weide	Salix spec.	-	-	5

Tabelle A 7: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage II Teich 2 (2009-2010)

Art		Max. Deckungsgrad in %	
		aquatisch	terrestrisch Ufergehölz
Deutscher Name	Wiss. Name	1	2
Fädige Grünalgen		30	-
Kleine Wasserlinse	Lemna minor	100	-
Riesen-Bärenklau	Heracleum mantegazzia	-	30
Große Brennnessel	Urtica dioica	-	20
Kletten-Labkraut	Galium aparine	-	10
Wiesen-Kerbel	Anthriscus sylvestris	-	5
Schwarz-Erle	Alnus glutinosa	-	80
Gemeine Esche	Fraxinus excelsior	-	10

Tabelle A 8: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage III (2006-2008)

Art		Max. Deckungsgrad in %														
		aquatisch				amphibisch					terrestrisch					
		offenes Wasser		Großröhricht		Kleinröhricht		Großröhricht			Ufer					
Deutscher Name	Wiss. Name	7	13	9	11	5	6	8	3	10	12	15	1	2	4	14
Armleuchteralge	Nitellopsis obtusa	5	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zartes Hornblatt	Ceratophyllum submersum	60	-	5	5	0,5	0,5	-	5	5	5	-	-	-	-	-
Dreifur. Wasserlinse	Lemna trisulca	15	0,5	-	-	5	5	0,5	-	-	-	0,5	-	-	-	-
Kleine Wasserlinse	Lemna minor	5	1	10	10	5	0,5	6	5	0,5	0,5	5	-	-	-	-
Fädige Grünalgen		5	0,5	10	20	10	0,5	6	1	0,5	0,5	5	-	-	-	-
Haarbl. Wasserhahnenfuß	Ranunculus trichophyllus	30	50	8	10	1	2	3	0,5	-	1	6	-	-	-	-
Schwimm. Laichkraut	Potamogeton natans	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-
Schilf	Phragmites australis	2	5	80	0,5	2	10	2	90	80	90	0,5	5	2	55	40
Breitblätt. Rohrkolben	Typha latifolia	3	-	-	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Flutender Schwaden	Glyceria flutians	2	20	-	-	80	70	70	0,5	0,5	0,5	75	-	2	-	-
Aufrechter Igelkolben	Sparganium erectum	-	-	-	-	10	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rohr-Glanzgras	Phalaris arundinacea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-
Wasser-Knöterich	Polygonium amphibium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kriech. Hahnenfuß	Ranunculus repens	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	10	-	0,5
Große Brennessel	Urtica dioica	-	-	-	-	-	-	-	-	10	0,5	-	30	40	5	20
Kletten-Labkraut	Galium aparine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	5	-	5	5
Gefleckte Taubnessel	Lamium maculatum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	2
Gem. Rispengras	Poa triviale	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30	30	5	5
Glatthafer	Arrhenatherum elatius	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	5	10
Trespe	Bromus spec.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	20	2
Schwarz-Erle	Alnus glutinosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	40
Birke	Betula pendula	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10
Bergahorn	Acer pseudoplatanus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	-	10	-

Tabelle A 9: Dominante Arten der Makrophyten der Retentionsanlage III (2009-2010)

Art		Max. Deckungsgrad in %							
		aquatisch		amphibisch		terrestrisch			
		offenes Wasser	Großröhricht	Großröhricht	Ufer				
Deutscher Name	Wiss. Name	7	11	6	3+10+12	1	2	4	14
Armleuchteralge	Nitellopsis obtusa	20	-	-	-	-	-	-	-
Zartes Hornblatt	Ceratophyllum submersum	30	10	-	1	-	-	-	-
Dreifur. Wasserlinse	Lemna trisulca	10	1	-	-	-	-	-	-
Kleine Wasserlinse	Lemna minor	5	1	1	1	-	-	-	-
Fädige Grünalgen		80	20	-	-	-	-	-	-
Haarbl. Wasserhahnenfuß	Ranunculus trichophyllus	-	-	-	-	-	-	-	-
Schwimm. Laichkraut	Potamogeton natans	20	1	-	-	-	-	-	-
Schilf	Phragmites australis	1	1	20	90	5	2	55	40
Breitblätt. Rohrkolben	Typha latifolia	20	70	10	-	-	-	-	-
Flutender Schwaden	Glyceria flutians	-	-	20	-	-	2	-	-
Aufrechter Igelkolben	Sparganium erectum	-	10	-	-	-	-	-	-
Rohr-Glanzgras	Phalaris arundinacea	-	-	20	-	-	10	-	-
Wasser-Knöterich	Polygonium amphibium	-	-	25	-	-	-	-	-
Kriech. Hahnenfuß	Ranunculus repens	-	-	-	-	-	10	-	0,5
Große Brennessel	Urtica dioica	-	-	-	-	30	40	5	20
Kletten-Labkraut	Galium aparine	-	-	-	-	5	-	5	5
Gefleckte Taubnessel	Lamium maculatum	-	-	-	-	10	-	-	2
Gem. Rispengras	Poa triviale	-	-	-	-	30	30	5	5
Glatthafer	Arrhenatherum elatius	-	-	-	-	2	-	5	10
Trespe	Bromus spec.	-	-	-	-	0,5	-	20	2
Schwarz-Erle	Alnus glutinosa	-	-	-	-	-	2	-	40
Birke	Betula pendula	-	-	-	-	-	-	-	10
Bergahorn	Acer pseudoplatanus	-	-	-	-	80	-	10	-

Tabelle A 12: Urdaten zu den anlageninternen Prozessen des Phosphorumsatzes

Anlage	Quartal	P-Sedimentationsrate		PO ₄ -P-Flux (Diffusion)		P-Speicherung in lebender oberirdischer Makrophyten-Biomasse		P-Speicherung in oberirdischer lebender Makrophyten-Biomasse	
		(mg P m ⁻² d ⁻¹)		(mg P m ⁻² d ⁻¹)		(g P m ⁻²)		(mg P m ⁻² d ⁻¹)	
		aq	am	aq	am	aq	am	aq	am
Anlage I Prädikow	Fr06	n. b.	n. b.	-1,88	n. b.	2,27	4,93	25,22	54,78
	So06	0,26	n. b.	-12,19	n. b.	1,35	5,54	-10,22	6,78
	He06	0,13	n. b.	0,26	n. b.	0,24	6,16	-12,33	6,89
	Wi06	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Fr07	8,67	n. b.	-0,05	n. b.	0,33	7,99	3,67	88,74
	So07	6,75	n. b.	-2,27	n. b.	0,68	10,48	3,89	27,70
	He07	4,71	n. b.	-0,66	n. b.	1,21	5,39	5,89	-56,56
	Wi07	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Fr08	6,48	n. b.	-5,86	n. b.	0,64	8,06	7,11	89,56
	So08	n. b. (laut Plan, Ende 1. Projekt)				1,02	8,01	4,2	-0,6
	He08	1,5	n. b.	-1,16	n. b.	0,65	7,11	-4,06	-10,00
Wi08	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
Fr09	n. b. (Kündigung Nutzung der Anlage)				n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
Anlage II Heinersdorf Teich 1	Fr06	n. b.	n. b.	-0,66	n. b.	0,00	4,06	0,00	45,11
	So06	n. b.	n. b.	-3,39	n. b.	0,23	10,91	2,56	76,11
	He06	85,03	n. b.	0,35	n. b.	0,00	3,62	-2,56	-81,00
	Wi06	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Fr07	5,69	n. b.	-0,06	n. b.	0,00	4,75	0,00	52,78
	So07	3,47	n. b.	-0,36	n. b.	0,10	8,82	1,11	45,22
	He07	5,86	n. b.	-0,21	n. b.	0,00	3,28	-1,11	-61,56
	Wi07	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Fr08	11,40	n. b.	-0,13	n. b.	0,00	4,48	0,00	49,78
	So08	n. b. (laut Plan, Ende 1. Projekt)				0,14	9,87	1,6	59,8
	He08	n. b. (Entschlammung)				0,00	2,69	-1,56	-79,72
	Wi08	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Fr09	60,7	n. b.	-0,19	n. b.	0,00	3,54	0,00	39,33
	So09	12,83	n. b.	0,03	n. b.	0,09	9,87	1,00	70,3
He09	2,78	n. b.	-0,63	n. b.	0,71	1,72	6,89	-90,50	
Wi09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
Fr10	20,43	n. b.	-2,57	n. b.	0,08	2,93	0,89	32,56	
So10	7,42	n. b.	n. b.	n. b.	0,17	9,87	0,9	77,1	
He10	6,04	n. b.	0,81	n. b.	0,19	2,50	0,28	-81,83	
Wi10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
Anlage II Heinersdorf Teich 2	Fr09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	So09	3,72	n. b.	-0,31	n. b.	0,09	n. b.	1,00	n. b.
	He09	3,76	n. b.	-0,17	n. b.	0,43	n. b.	3,78	n. b.
	Wi09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Fr10	5,15	n. b.	-0,34	n. b.	0,54	n. b.	6,00	n. b.
	So10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	0,1	n. b.	-5,0	n. b.
	He10	4,26	n. b.	-0,72	n. b.	1,9	n. b.	19,6	n. b.
Wi10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
Anlage III Dünne Wiese	Fr06	n. b.	n. b.	-0,08	n. b.	0,36	0,42	4,00	4,67
	So06	n. b.	n. b.	-0,69	n. b.	0,65	2,08	3,22	18,44
	He06	0,06	n. b.	-0,33	n. b.	0,52	1,60	-1,44	-5,33
	Wi06	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Fr07	0,17	n. b.	-6,99	n. b.	0,61	2,76	6,78	30,67
	So07	0,81	n. b.	-0,45	n. b.	0,79	4,06	2,00	14,44
	He07	0,45	n. b.	0,21	n. b.	1,21	3,21	4,67	-9,44
	Wi07	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Fr08	6,96	n. b.	0,54	n. b.	n. b. (nicht befahrbar)		n. b.	n. b.
	So08	n. b. (laut Plan, Ende 1. Projekt)				n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	He08	n. b. (nicht befahrbar)				n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Wi08	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Fr09	4,86	n. b.	-0,79	n. b.	1,17	4,71	13,00	52,33
	So09	9,71	n. b.	-0,74	n. b.	2,37	11,21	13,33	72,22
He09	10,08	n. b.	-0,97	n. b.	1,16	4,77	-13,44	-71,56	
Wi09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
Fr10	20,39	n. b.	-0,45	n. b.	1,17	5,47	13,00	60,78	
So10	n. a.	n. b.	-0,92	n. b.	0,31	17,55	-9,56	134,22	
He10	3,03	n. b.	2,50	n. b.	1,06	7,77	8,3	-108,7	
Wi10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
Anlage IV Grunow	Fr09	21,6	n. b.	0,00	n. b.	1,1	2,6	12,44	29,33
	So09	47,8	n. b.	-0,23	n. b.	1,0	1,1	-0,89	-16,89
	He09	19,4	n. b.	-0,01	n. b.	0,3	1,7	-8,11	6,67
	Wi09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Fr10	15,7	n. b.	-0,16	n. b.	0,6	1,9	6,78	20,89
	So10	4,61	n. b.	-0,09	n. b.	0,2	3,1	-4,11	13,44
	He10	8,95	n. b.	0,03	n. b.	0,67	1,50	4,8	-17,7
Wi10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	

aq-aquatische Zone, am-amphib. Zone, Fr-Frühjahr, So-Sommer, He-Herbst, n. b. = nicht beprobt, n. a. = nicht analysierbar

Tabelle A 13: Urdaten zu den Prozessen des anlageninternen Kohlenstoffumsatzes

Anlage	Quartal	C-Sedimentationsrate		Methan-Entgasung (Methanogenese)		Kohlendioxid-Entgasung (Atmung)		C-Speicherung in lebender oberirdischer Makrophyten-Biomasse		C-Speicherung in lebender oberirdischer Makrophyten-Biomasse		
		(mg N m ⁻² d ⁻¹)		(mg CH ₄ -C m ⁻² d ⁻¹)		(mg C ₂ O-C m ⁻² d ⁻¹)		(g C m ⁻²)		(mg C m ⁻² d ⁻¹)		
		aq	am	aq	am	aq	am	aq	am	aq	am	
Anlage I Prädikow	Fr06	n. b.	n. b.	175,1	432,1	337,7	917,6	164,8	841,7	1831,0	9352,6	
	So06	246,4	n. b.	454,9	2074,8	848,1	3636,5	231,5	1317,3	740,8	5284,4	
	He06	124,9	n. b.	321,9	2037,4	1263,7	5175,4	65,4	1316,9	-1845,3	-5,3	
	Wi06	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
	Fr07	1539,9	n. b.	0,7	13,9	308,1	772,9	52,7	1227,8	585,2	13642,1	
	So07	1062,7	n. b.	10,1	0,8	260,5	794,7	61,8	2183,3	101,4	10616,8	
	He07	750,6	n. b.	-0,1	2,6	175,6	480,9	69,4	1832,8	84,2	-3894,0	
	Wi07	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
	Fr08	699,2	n. b.	0,0	5,3	134,0	633,4	95,5	1955,1	1061,6	21723,2	
	So08	n. b. (laut Plan, Ende 1. Projektphase)					n. b.		146,6	1750,3	567,7	-2275,3
	He08	112,0	n. b.	2,2	6,1	169,6	340,6	41,7	1597,3	-1166,3	-1700,4	
	Wi08	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
Fr09	n. b. (Kündigung Nutzung der Anlage)					n. b.		n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
Anlage II Heinersdorf Teich 1	He05	n. b.	n. b.	25,4	1,0	747,6	351,9	0,0	55,8	0,0	619,4	
	Wi05	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
	Fr06	n. b.	n. b.	9,1	11,2	311,9	334,9	0,0	65,8	0,0	730,8	
	So06	n. b.	n. b.	2,0	2258,5	27,5	1170,4	0,0	403,0	0,0	3746,4	
	He06	3592,9	n. b.	93,3	3,6	233,2	113,2	0,0	525,3	0,0	1359,1	
	Wi06	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
	Fr07	1554,1	n. b.	67,4	10,8	1673,4	1852,4	13,4	1389,0	148,6	15433,3	
	So07	431,8	n. b.	0,8	0,8	346,2	231,4	0,0	649,7	-148,6	-8214,7	
	He07	594,4	n. b.	0,1	0,1	82,4	178,7	0,0	431,4	0,0	-2425,2	
	Wi07	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
	Fr08	972,9	n. b.	0,2	29,2	182,4	234,6	8,0	1130,2	88,6	12558,0	
	So08	n. b. (laut Plan, Ende 1. Projektphase)					n. b.		0,0	860,2	-88,6	-3000,0
	He08	n. b. (Entschlar)		0,0	0,2	201,7	156,7	0,0	363,3	0,0	-5521,6	
	Wi08	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
	Fr09	3000,8	n. b.	n. a. (Gerät defekt)	n. a.	n. a.	n. a.	0,0	363,8	0,0	4042,2	
	So09	1519,8	n. b.	-0,1	0,0	241,4	643,9	11,8	526,3	131,0	1805,7	
He09	538,1	n. b.	0,2	0,1	164,3	127,1	62,1	371,5	559,0	-1719,8		
Wi09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.		
Fr10	1024,1	n. b.	5,0	0,0	114,5	140,8	3,5	248,4	39,3	2759,9		
So10	909,6	n. b.	n. a. (Gerät defekt)	n. a.	n. a.	n. a.	0,0	526,3	-39,3	3088,1		
He10	903,6	n. b.	0,2	0,1	159,5	127,1	11,8	362,3	130,8	-1821,9		
Wi10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.		
Anlage II Heinersdorf Teich 2	Fr09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
	So09	749,9	n. b.	0,0	n. b.	287,0	n. b.	11,8	n. b.	131,0	n. b.	
	He09	362,4	n. b.	0,0	n. b.	205,2	n. b.	33,9	n. b.	245,2	n. b.	
	Wi09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
	Fr10	1007,9	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	68,3	n. b.	758,6	n. b.	
	So10	n. b.	n. b.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	11,8	n. b.	-627,6	n. b.	
	He10	456,8	n. b.	0,0	n. b.	226,1	n. b.	95,2	n. b.	926,6	n. b.	
	Wi10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
Anlage III Dünne Wiese	Fr06	n. b.	n. b.	117,5	266,3	849,8	1600,9	48,4	110,0	537,9	1221,9	
	So06	n. a.	n. b.	300,9	569,3	716,7	5699,9	60,1	461,2	129,7	3903,0	
	He06	33,9	n. b.	503,5	679,3	1551,2	1255,5	70,3	387,5	113,7	-819,0	
	Wi06	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
	Fr07	184,1	n. b.	3,9	16,4	440,5	769,1	38,9	329,3	432,3	3658,6	
	So07	430,0	n. b.	17,2	25,5	525,4	449,6	91,5	900,7	584,4	6349,3	
	He07	124,4	n. b.	6,9	1,3	440,6	259,2	169,6	1100,1	867,3	2215,2	
	Wi07	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
	Fr08	945,1	n. b.	0,3	9,4	147,9	278,8	n. b. (nicht befahrbar)		n. b.	n. b.	
	So08	n. b. (laut Plan, Ende 1. Projektphase)					n. b.		n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	He08	n. b. (nicht befahrbar)					n. b.		n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Wi08	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
	Fr09	72,6	n. b.	0,1	1,4	319,5	276,4	164,4	898,9	1826,9	9987,6	
	So09	1083,0	n. b.	3,2	3,2	322,5	259,1	293,6	2145,8	1434,9	13854,8	
He09	2822,9	n. b.	0,0	0,0	120,0	105,9	155,4	2072,4	-1535,0	-815,6		
Wi09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.		
Fr10	2914,8	n. b.	8,8	0,1	199,9	270,1	157,5	812,0	1750,3	9021,8		
So10	n. a.	n. b.	11,6	95,6	313,3	464,9	52,1	3904,0	-1171,3	34356,1		
He10	779,8	n. b.	1,3	0,0	342,0	272,2	63,5	2054,5	126,2	-20549,9		
Wi10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.		
Anlage IV Grunow	Fr09	2103,9	n. b.	5,5	0,6	390,6	434,3	228,3	623,1	2537,0	6923,5	
	So09	4596,8	n. b.	0,2	-0,1	196,5	76,7	145,9	239,4	-916,4	-4263,5	
	He09	1492,8	n. b.	0,1	0,0	180,5	150,3	39,1	533,9	-1186,7	3272,6	
	Wi09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
	Fr10	838,9	n. b.	0,1	0,0	111,0	165,2	125,5	296,7	1394,6	3296,3	
	So10	325,3	n. b.	0,0	0,1	173,9	459,7	40,2	643,7	-948,1	3855,4	
	He10	1507,5	n. b.	0,2	-0,1	147,3	172,1	69,4	563,6	324,6	-889,3	
Wi10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.		

aq-aquatische Zone, am-amphib. Zone, Fr-Frühjahr, So-Sommer, He-Herbst, n. b. = nicht beprobt, n. a. = nicht analysierbar

Tabelle A 14: Flächennormierter anlageninterner Stickstoff-Rückhalt der Vegetationszonen

Anlage	Quartal	N-Sedimentationsrate		N-Flux (Diffusion) an der Sediment- oberfläche		N-Entgasung (Denitrifikation)		N-Speicherung in oberirdischer lebender Makrophyten-Biomasse	
		(mg N m ⁻² d ⁻¹)		(mg N m ⁻² d ⁻¹)		(mg N m ⁻² d ⁻¹)		(mg N m ⁻² d ⁻¹)	
		aq	am	aq	am	aq	am	aq	am
I	Fr06	60,2	60,2	10,09	10,1			145,9	406,7
	So06	8,2	8,2	315,14	315,1			63,3	58,9
	He06	6,6	6,6	-9,06	-9,1			-160,6	-23,3
	Wi06	40,4	40,4	16,9	16,9			-48,7	-442,2
	Fr07	74,2	74,2	42,81	42,8	47,6	14,4	49,8	582,2
	So07	71,0	71,0	59,91	59,9	16,1	10,7	3,8	262,2
	He07	34,8	34,8	1,98	2,0	11,8	2,5	18,9	-332,2
	Wi07	40,5	40,5	6,6	6,6	2,4	0,5	-72,4	-512,2
	Fr08	46,3	46,3	11,13	11,1	18,0	1,7	91,9	677,8
	So08	33,3	33,3	12,5	12,5	22,0	1,4	39,5	-22,8
	He08	20,3	20,3	13,85	13,9	26,0	1,2	-85,6	-148,8
	Wi08	10,2	10,2	11,7	11,7	5,2	0,2	-45,8	-506,2
II-1	Fr06	124,6	124,6	32,93	32,9			0,0	366,7
	So06	25,8	25,8	13,43	13,4			14,3	542,2
	He06	181,7	181,7	42,87	42,9			-14,3	-602,2
	Wi06	116,1	116,1	90,1	90,1			0,0	-306,7
	Fr07	50,5	50,5	137,27	137,3	86,3	103,0	0,0	275,6
	So07	18,4	18,4	110,49	110,5	81,1	96,9	6,9	475,6
	He07	32,3	32,3	54,49	54,5	61,1	94,6	-6,9	-320,0
	Wi07	40,8	40,8	60,3	60,3	12,2	18,9	0,0	-431,1
	Fr08	49,2	49,2	66,12	66,1	6,6	14,5	0,0	395,6
	So08	25,8	25,8	88,3	88,3	5,3	13,4	11,0	434,4
	He08	24,0	24,0	26,2	26,2	4,0	12,4	-10,6	-593,1
	Wi08	123,4	123,4	21,4	21,4	0,8	2,5	-0,4	-236,9
	Fr09	222,8	222,8	16,56	16,6	34,0	10,8	0,0	268,9
	So09	33,1	33,1	66,11	66,1	67,1	19,2	11,7	561,1
	He09	15,8	15,8	-2,03	-2,0	0,0	45,5	47,4	-690,8
	Wi09	95,9	95,9	26,2	26,2	0,0	9,1	-59,1	-139,2
Fr10	176,0	176,0	54,46	54,5	20,5	1,6	4,2	192,1	
So10	28,3	25,8	69,6	69,6	10,2	23,5	6,4	637,9	
He10	27,4	63,4	30,4	30,4	0,0	45,5	1,7	-623,2	
Wi10	94,0	94,0	49,5	49,5	0,0	9,1	-12,3	-206,8	
II-2	Fr09	49,9		11,8		34,0		71,1	
	So09	18,3		4,11		43,3		11,7	
	He09	15,9		2,55		0,4		20,6	
	Wi09	32,9		7,2		0,1		-103,4	
	Fr10	49,9		11,77				71,1	
	So10	18,25		4,7				-59,4	
	He10	21,20		-2,34				96,1	
Wi10	32,90		7,2				-107,8		
III	Fr06	52,6	52,6	-0,10	-0,1	46,0	54,4	26,2	67,8
	So06	44,3	44,3	0,8	0,8	23,1	12,2	15,9	218,9
	He06	2,0	2,0	1,63	1,6	22,1	47,3	-0,7	-120,0
	Wi06	1,4	1,4	-2,3	-2,3	4,4	9,5	-41,4	-166,7
	Fr07	0,8	0,8	-6,27	-6,3	134,2	181,9	31,0	184,4
	So07	20,6	20,6	-4,44	-4,4	61,9	29,3	20,3	215,6
	He07	5,5	5,5	-2,28	-2,3	12,1	30,5	101,1	-34,4
	Wi07	27,9	27,9	-1,7	-1,7	2,4	6,1	-152,4	-365,6
	Fr08	50,4	50,4	-1,04	-1,0	10,8	4,0		
	So08								
	He08								
	Wi08								
	Fr09	20,2	20,2	-8,26	-8,3	39,1	31,6	125,0	455,8
	So09	68,1	68,1	-8,84	-8,8	7,3	7,3	112,3	599,3
	He09	65,3	65,3	-12,42	-12,4	0,0	0,0	-116,9	-505,4
	Wi09	102,1	102,1	-9,0	-9,0	0,0	0,0	-120,4	-549,7
Fr10	138,8	138,8	-5,64	-5,6	0,1	0,0	143,6	474,2	
So10	44,3	44,3	-14,76	-14,8	0,1	0,0	-110,0	1364,1	
He10	24,3	24,3	-1,05	-1,1	0,1	0,0	40,9	-1099,4	
Wi10	43,8	43,8	-4,3	-4,3	0,0	0,0	-74,5	-738,9	
IV	Fr09	28,5	28,5	0,89	0,9	14,3	4,9	196,2	283,9
	So09	149,5	149,5	-14,81	-14,8	0,04	0,00	-39,6	-169,8
	He09	71,7	71,7	23,44	23,4	16,39	0,80	-122,9	51,6
	Wi09	50,1	50,1	19,4	19,4	3,3	0,2	-33,8	-165,7
	Fr10	28,5	28,5	15,34	15,3	76,88	141,71	105,6	231,7
	So10	149,5	149,5	12,49	12,5	0,00	32,63	-71,7	95,4
	He10	71,7	71,7	5,41	5,4	0,08	25,17	26,1	-106,0
Wi10	50,1	50,1	19,4	19,4	0,0	5,0	-60,0	-221,1	

aq-aquatische Zone, am-amphib. Zone, Fr-Frühjahr, So-Sommer, He-Herbst, Wi-Winter, schwarz-gemessen, rot-geschätzt

 pos. = Rückhalt  neg. = Freisetzung

Tabelle A 15: Flächennormierter anlageninterner Phosphor-Rückhalt der Vegetationszonen

Anlage	Quartal	P-Sedimentationsrate (mg P m ⁻² d ⁻¹)		P-Flux (Diffusion) an der Sediment- oberfläche (mg P m ⁻² d ⁻¹)		P-Speicherung in oberirdischer lebender Makrophyten-Biomasse (mg P m ⁻² d ⁻¹)	
		aq	am	aq	am	aq	am
I	Fr06	7,6	7,6	-1,9	-1,9	25,2	54,8
	So06	0,3	0,3	-12,2	-12,2	-10,2	6,8
	He06	0,1	0,1	0,3	0,3	-12,3	6,9
	Wi06	4,4	4,4	0,1	0,1	-2,7	-68,4
	Fr07	8,7	8,7	0,0	0,0	3,7	88,7
	So07	6,7	6,7	-2,3	-2,3	3,9	27,7
	He07	4,7	4,7	-0,7	-0,7	5,9	-56,6
	Wi07	5,6	5,6	-3,3	-3,3	-13,4	-59,9
	Fr08	6,5	6,5	-5,9	-5,9	7,1	89,6
	So08	4,0	4,0	-3,5	-3,5	4,2	-0,6
	He08	1,5	1,5	-1,2	-1,2	-4,1	-10,0
	Wi08	5,0	5,0	-1,6	-1,6	-7,2	-79,0
II-1	Fr06	24,6	24,6	-0,7	-0,7	0,0	45,1
	So06	8,1	8,1	-3,4	-3,4	2,6	76,1
	He06	85,0	85,0	0,3	0,3	-2,6	-81,0
	Wi06	45,4	45,4	0,1	0,1	0,0	-40,2
	Fr07	5,7	5,7	-0,1	-0,1	0,0	52,8
	So07	3,5	3,5	-0,4	-0,4	1,1	45,2
	He07	5,9	5,9	-0,2	-0,2	-1,1	-61,6
	Wi07	8,6	8,6	-0,2	-0,2	0,0	-36,4
	Fr08	11,4	11,4	-0,1	-0,1	0,0	49,8
	So08	8,1	8,1	-0,2	-0,2	1,6	59,8
	He08	4,3	4,3	-0,4	-0,4	-1,6	-79,7
	Wi08	32,5	32,5	-0,3	-0,3	0,0	-29,9
	Fr09	60,7	60,7	-0,2	-0,2	0,0	39,3
	So09	12,8	12,8	0,0	0,0	1,0	70,3
	He09	2,8	2,8	-0,6	-0,6	6,9	-90,5
	Wi09	11,6	11,6	-1,6	-1,6	-7,9	-19,1
	Fr10	20,4	20,4	-2,6	-2,6	0,9	32,6
	So10	7,4	7,4	-1,0	-1,0	0,9	77,1
He10	6,0	6,0	0,8	0,8	0,3	-81,8	
Wi10	24,5	24,5	-0,5	-0,5	-2,1	-27,8	
II-2	Fr09	5,1		-0,3		6,0	
	So09	3,7		-0,3		1,0	
	He09	3,8		-0,2		3,8	
	Wi09	4,5		-0,3		-10,8	
	Fr10	5,1		-0,3		6,0	
	So10	3,7		-0,5		-5,0	
	He10	4,3		-0,7		19,6	
	Wi10	4,5		-0,3		-20,6	
III	Fr06	8,1	8,1	-0,1	-0,1	4,0	4,7
	So06	5,3	5,3	-0,7	-0,7	3,2	18,4
	He06	0,1	0,1	-0,3	-0,3	-1,4	-5,3
	Wi06	0,1	0,1	-3,7	-3,7	-5,8	-17,8
	Fr07	0,2	0,2	-7,0	-7,0	6,8	30,7
	So07	0,8	0,8	-0,4	-0,4	2,0	14,4
	He07	0,4	0,4	0,2	0,2	4,7	-9,4
	Wi07	3,7	3,7	0,4	0,4	-13,4	-35,7
	Fr08	7,0	7,0	0,5	0,5		
	So08						
	He08						
	Wi08						
	Fr09	4,9	4,9	-0,8	-0,8	13,0	52,3
	So09	9,7	9,7	-0,7	-0,7	13,3	72,2
	He09	10,1	10,1	-1,0	-1,0	-13,4	-71,6
	Wi09	15,2	15,2	-0,7	-0,7	-12,9	-53,0
	Fr10	20,4	20,4	-0,4	-0,4	13,0	60,8
	So10	5,3	5,3	-0,9	-0,9	-9,6	134,2
He10	3,0	3,0	2,5	2,5	8,3	-108,7	
Wi10	6,4	6,4	-1,3	-1,3	-11,8	-86,3	
IV	Fr09	21,6	21,6	0,0	0,0	12,4	29,3
	So09	47,8	47,8	-0,2	-0,2	-0,9	-16,9
	He09	19,4	19,4	0,0	0,0	-8,1	6,7
	Wi09	17,5	17,5	-0,1	-0,1	-3,4	-19,1
	Fr10	15,7	15,7	-0,2	-0,2	6,8	20,9
	So10	4,6	4,6	-0,1	-0,1	-4,1	13,4
	He10	9,0	9,0	0,0	0,0	4,8	-17,7
	Wi10	17,5	17,5	-0,1	-0,1	-7,4	-16,7

aq-aquatische Zone, am-amphib. Zone, Fr-Frühjahr, So-Sommer, He-Herbst, Wi-Winter, schwarz-gemessen, rot-geschätzt

 pos. = Rückhalt  neg. = Freisetzung

Tabelle A 16: Anteil der Prozesse am flächennormierten Stickstoffumsatz der Vegetationszonen

Anlage	Quartal	N-Sedimentationsrate		N-Flux (Diffusion) an der Sedimentoberfläche		N-Entgasung (Denitrifikation)		N-Speicherung in oberirdischer lebender Makrophyten-Biomasse		
		%		%		%		%		
		aq	am	aq	am	aq	am	aq	am	
I	Fr06									
	So06									
	He06									
	Wi06									
	Fr07	35	10	20	6	22	2	23	82	
	So07	47	18	40	15	11	3	3	65	
	He07	52	9	3	1	17	1	28	-89	
	Wi07	33	7	5	1	2	0	-59	-92	
	Fr08	28	6	7	2	11	0	55	92	
	So08	31	48	12	18	20	2	37	33	
	He08	14	11	10	8	18	1	-59	-81	
	Wi08	14	2	16	2	7	0	-63	-96	
II-1	Fr06									
	So06									
	He06									
	Wi06									
	Fr07	18	9	50	24	31	18	0	49	
	So07	8	3	51	16	37	14	3	68	
	He07	21	6	35	11	39	19	-4	-64	
	Wi07	36	7	53	11	11	3	0	-78	
	Fr08	40	9	54	13	5	3	0	75	
	So08	20	5	68	16	4	2	8	77	
	He08	37	4	40	4	6	2	-16	-90	
	Wi08	85	32	15	6	1	1	0	-62	
Fr09	82	43	6	3	12	2	0	52		
So09	19	5	37	10	38	3	7	83		
He09	24	2	-3	0	0	6	73	92		
Wi09	53	35	14	10	0	3	-33	-51		
Fr10	69	41	21	13	8	0	2	45		
So10	25	3	61	9	9	3	6	84		
He10	46	8	51	4	0	6	3	-82		
Wi10	60	26	32	14	0	3	8	-58		
II-2	Fr09	30		7		20		43		
	So09	24		5		56		15		
	He09	40		6		1		52		
	Wi09	23		5		0		72		
	Fr10	38		9		0		54		
	So10	22		6		0		72		
	He10	18		2		0		80		
	Wi10	22		5		0		73		
	III	Fr06	42	30	0	0	37	31	21	39
		So06	53	16	1	0	27	4	19	79
He06		7	1	6	1	84	28	-3	-70	
Wi06		3	1	-5	-1	9	5	-84	-93	
Fr07		0	0	-4	-2	78	49	18	49	
So07		19	8	-4	-2	58	11	19	80	
He07		5	8	-2	-3	10	42	84	47	
Wi07		15	7	-1	0	1	2	-83	-91	
Fr08										
So08										
He08										
Wi08										
Fr09		11	4	-4	-2	20	6	65	88	
So09		35	10	-4	-1	4	1	57	88	
He09		34	11	-6	-2	0	0	-60	-87	
Wi09		44	15	-4	-1	0	0	-52	-83	
Fr10		48	22	-2	-1	0	0	50	77	
So10		26	3	-9	-1	0	0	-65	96	
He10	37	2	0	0	0	0	62	-98		
Wi10	36	6	-4	-1	0	0	-61	-94		
IV	Fr09	12	9	0	0	6	2	82	89	
	So09	73	45	-7	-4	0	0	-19	-51	
	He09	31	49	10	16	7	1	-52	35	
	Wi09	47	21	18	8	3	0	-32	-70	
	Fr10	13	7	7	4	34	34	47	56	
	So10	64	52	5	4	0	11	-31	33	
	He10	69	34	5	3	0	12	25	-51	
	Wi10	39	17	15	7	0	2	-46	-75	

aq-aquatische Zone, am-amphibische Zone

45-66-88 Minimum-Mittelwert (MW)-Maximum

MW > 10 %

MW > 25 %

MW > 50 %

% der Absolutsumme des flächennormierten Stickstoffumsatzes der aquat. bzw. amphib. Zone

Tabelle A 17: Anteil der Prozesse am flächennormierten Phosphorumsatz der Vegetationszonen

Anlage	Quartal	P-Sedimentationsrate		P-Flux (Diffusion) an der Sedimentoberfläche		P-Speicherung in oberirdischer lebender Makrophyten-Biomasse	
		%		%		%	
		aq	am	aq	am	aq	am
I	Fr06	22	12	-5	-3	73	85
	So06	1	1	-54	-63	-45	35
	He06	1	2	2	4	-97	95
	Wi06	61	6	1	0	-37	-94
	Fr07	70	9	0	0	30	91
	So07	52	18	-18	-6	30	75
	He07	42	8	-6	-1	52	-91
	Wi07	25	8	-15	-5	-60	-87
	Fr08	33	6	-30	-6	37	88
	So08	34	50	-30	-44	36	-7
	He08	23	12	-17	-9	60	-79
	Wi08	36	6	-11	-2	-52	-92
II-1	Fr06	97	35	-3	-1	0	64
	So06	58	9	-24	-4	18	87
	He06	97	51	0	0	-3	-49
	Wi06	100	53	0	0	0	-47
	Fr07	99	10	-1	0	0	90
	So07	70	7	-7	-1	22	92
	He07	82	9	-3	0	-15	-91
	Wi07	98	19	-2	0	0	-81
	Fr08	99	19	-1	0	0	81
	So08	83	12	-2	0	16	88
	He08	69	5	-7	0	25	-94
	Wi08	99	52	-1	0	0	-48
	Fr09	100	61	0	0	0	39
	So09	93	15	0	0	7	85
	He09	27	3	-6	-1	67	-96
	Wi09	55	36	-8	-5	-37	-59
	Fr10	86	37	-11	-5	4	59
	So10	79	9	-10	-1	10	90
He10	85	7	11	1	4	-92	
Wi10	90	46	-2	-1	-8	-53	
II-2	Fr09	45		-3		52	
	So09	74		-6		20	
	He09	49		-2		49	
	Wi09	29		-2		-70	
	Fr10	45		-3		52	
	So10	40		-6		-54	
	He10	17		-3		80	
	Wi10	18		-1		-81	
III	Fr06	66	63	-1	-1	33	36
	So06	57	22	-7	-3	35	76
	He06	3	1	-18	-6	-79	-93
	Wi06	1	1	-38	-17	-60	-82
	Fr07	1	0	-50	-18	49	81
	So07	25	5	-14	-3	61	92
	He07	8	4	4	2	88	-93
	Wi07	21	9	2	1	-77	-90
	Fr08	93	93	7	7		
	So08						
	He08						
	Wi08						
	Fr09	26	8	-4	-1	70	90
	So09	41	12	-3	-1	56	87
	He09	41	12	-4	-1	-55	-87
	Wi09	53	22	-2	-1	-45	-77
	Fr10	60	25	-1	-1	38	74
	So10	33	4	-6	-1	-61	96
He10	22	3	18	2	60	-95	
Wi10	33	7	-7	-1	-61	-92	
IV	Fr09	63	42	0	0	37	58
	So09	98	74	0	0	-2	-26
	He09	70	74	0	0	-30	26
	Wi09	83	48	0	0	-16	-52
	Fr10	69	43	-1	0	30	57
	So10	52	25	-1	-1	-47	74
	He10	65	34	0	0	35	-66
	Wi10	70	51	0	0	-30	-49

aq-aquatische Zone, am-amphibische Zone

45-66-88 Minimum-Mittelwert (MW)-Maximum

MW > 10 %

MW > 25 %

MW > 50 %

% der Absolutsumme des flächennormierten Phosphorumsatzes der aquat. bzw. amphib. Zone

Tabelle A 18: Absoluter anlageninterner Stickstoff-Rückhalt

Anlage	Quartal	Fläche		N-Sedimentationsrate		N-Flux (Diffusion)		N-Entgasung (Denitrifikation)		N-Speicherung in oberirdischer lebender Makrophyten-Biomasse		N-Speicherung in Wurzeln und Detritus aus lebender oberirdischer Biomasse der Makrophyten		Summe Zone		Summe Anlage pro Quartal (kg N 0,25a ⁻¹)	Summe Anlage pro Jahr (kg N a ⁻¹)	
		(m ²)		(kg N 0,25a ⁻¹)		(kg N 0,25a ⁻¹)		(kg N 0,25a ⁻¹)		(kg N 0,25a ⁻¹)		(kg N 0,25a ⁻¹)		(kg N 0,25a ⁻¹)				
		aq	am	aq	am	aq	am	aq	am	aq	am	aq	am	aq	am			
I	Fr06	648	4629	3,6	25,4	0,6	4,2			8,6	171,3							
	So06	648	4629	0,5	3,5	18,8	134,2			3,8	25,1							
	He06	648	4629	0,4	2,8	-0,5	-3,9			-9,6	-9,9	1,9	5,0					
	Wi06	648	4629	2,4	16,8	1,0	7,0			-2,8	-186,4	0,6	93,2					
	Fr07	352	4925	2,4	33,3	1,4	19,2	1,5	6,4	1,6	260,9			6,9	319,8	326,7	365,4	
	So07	352	4925	2,3	32,2	1,9	27,1	0,5	4,8	0,1	118,8			4,9	183,0	187,8		
	He07	352	4925	1,1	15,8	0,1	0,9	0,4	1,1	0,6	-150,5			75,3	-57,5	-55,3		
	Wi07	352	4925	1,3	18,0	0,2	2,9	0,1	0,2	-2,3	-229,2	0,5	114,6	-0,3	-93,5	-93,8		
	Fr08	352	4925	1,5	20,7	0,4	5,0	0,6	0,8	2,9	303,8			5,4	330,3	335,6	233,8	
	So08	352	4925	1,1	15,1	0,4	5,7	0,7	0,7	1,3	-10,3			5,2	3,5	16,2	19,7	
	He08	352	4925	0,7	9,2	0,4	6,3	0,8	0,5	-2,8	-67,4	0,6	33,7	-0,3	-17,7	-18,0		
	Wi08	352	4925	0,3	4,5	0,4	5,2	0,2	0,1	-1,5	-226,0	0,3	113,0	-0,3	-103,2	-103,5		
II-1	Fr06	237	404	2,7	4,6	0,7	1,2			0,0	13,5							
	So06	237	404	0,6	1,0	0,3	0,5			0,3	20,2							
	He06	237	404	4,0	6,8	0,9	1,6			-0,3	-22,4			11,2				
	Wi06	237	404	2,5	4,2	1,9	3,3			0,0	-11,3			5,6				
	Fr07	237	404	1,1	1,9	3,0	5,0	1,9	3,8	0,0	10,1			5,9	20,8	26,7	60,2	
	So07	237	404	0,4	0,7	2,4	4,1	1,8	3,6	0,2	17,7			4,7	26,1	30,8		
	He07	237	404	0,7	1,2	1,2	2,0	1,3	3,5	-0,2	-11,9			5,9	0,8	3,9		
	Wi07	237	404	0,9	1,5	1,3	2,2	0,3	0,7	0,0	-15,9			8,0	2,4	-3,6	-1,2	
	Fr08	237	404	1,1	1,8	1,4	2,4	0,1	0,5	0,0	14,5			2,6	19,3	21,9	42,1	
	So08	237	404	0,6	1,0	1,9	3,3	0,1	0,5	0,2	16,1			2,8	20,9	23,7		
	He08	237	404	0,5	0,9	0,6	1,0	0,1	0,5	-0,2	-22,0			11,0	1,0	-7,7	-7,7	
	Wi08	237	404	2,6	4,5	0,5	0,8	0,0	0,1	0,0	-8,6			4,3	3,1	1,0	4,1	
Fr09	80	561	1,6	11,4	0,1	0,8	0,2	0,6	0,0	13,7			2,0	26,5	28,5	54,1		
So09	80	561	0,2	1,7	0,5	3,4	0,5	1,0	0,1	29,0			1,3	35,1	36,4			
He09	80	561	0,1	0,8	0,0	-0,1	0,0	2,3	0,3	-35,7			17,8	0,4	-14,8	-14,3		
Wi09	80	561	0,7	4,8	0,2	1,3	0,0	0,5	-0,4	-7,0			3,5	0,4	3,1	3,6		
Fr10	80	561	1,3	9,0	0,4	2,8	0,1	0,1	0,0	9,8			1,9	21,7	23,5	56,6		
So10	80	561	0,2	1,5	0,5	3,6	0,1	1,2	0,0	32,9			0,8	39,2	40,0			
He10	80	561	0,2	1,4	0,2	1,6	0,0	2,3	0,0	-32,2			16,1	0,4	-10,8	-10,3		
Wi10	80	561	0,7	4,7	0,4	2,5	0,0	0,5	-0,1	-10,6			5,3	0,9	2,4	3,4		
II-2	Fr09	1593	0	7,2		1,7		4,9		10,3			24,2		24,2	32,0		
	So09	1593	0	2,7		0,6		6,3		1,7			11,3		11,3			
	He09	1593	0	2,3		0,4		0,1		3,0			5,8		5,8			
	Wi09	1593	0	4,7		1,0		0,0		-15,0			-9,3		-9,3			
	Fr10	1593	0	7,2		1,7				10,3								
	So10	1593	0	2,7		0,7				-8,7								
III	Fr06	420	225	1,6	1,5	0,0	0,0	1,4	1,5	0,8	1,9			3,8	4,9	8,7	16,7	
	So06	334	311	1,4	1,3	0,0	0,0	0,7	0,3	0,5	6,3			2,6	7,9	10,5		
	He06	334	311	0,1	0,1	0,1	0,0	0,7	1,4	0,0	-3,4	0,0	1,7	0,8	-0,3	0,5		
	Wi06	334	311	0,0	0,0	-0,1	-0,1	0,1	0,3	-1,3	-4,7	0,3	2,4	-0,9	-2,1	-3,0		
	Fr07	257	388	0,0	0,0	-0,1	-0,2	3,1	6,4	0,7	6,5			3,7	12,7	16,5	23,9	
	So07	257	388	0,5	0,7	-0,1	-0,2	1,5	1,0	0,5	7,7			2,3	9,3	11,6		
	He07	247	398	0,1	0,2	-0,1	-0,1	0,3	1,1	2,3	-1,3			0,6	2,6	3,2		
	Wi07	247	398	0,6	1,0	0,0	-0,1	0,1	0,2	-3,5	-12,9	0,7	6,5	-2,2	-5,3	-7,5		
	Fr08	247	398	1,1	1,8	0,0	0,0	0,2	0,1									
	So08	247	398															
	He08	247	398															
	Wi08	247	398															
Fr09	200	445	0,4	0,8	-0,2	-0,3	0,7	1,3	2,3	18,5			3,2	20,2	23,4	38,6		
So09	160	485	1,0	3,0	-0,1	-0,4	0,1	0,3	1,7	26,7			2,6	29,7	32,3			
He09	160	485	1,0	2,9	-0,2	-0,6	0,0	0,0	-1,7	-22,6	0,3	11,3	-0,6	-8,9	-9,5			
Wi09	160	485	1,5	4,5	-0,1	-0,4	0,0	0,0	-2,2	-22,6	0,4	11,3	-0,4	-7,3	-7,7			
Fr10	160	485	2,0	6,1	-0,1	-0,2	0,0	0,0	2,1	20,9			4,0	26,8	30,8	30,1		
So10	160	485	0,7	2,0	-0,2	-0,7	0,0	0,0	-1,6	60,9	0,3		-0,9	62,2	61,3			
He10	160	485	0,4	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	-49,1			9,8	0,9	-37,3			
Wi10	160	485	0,6	1,9	-0,1	-0,2	0,0	0,0	-1,1	-32,7	0,2	6,5	-0,3	-24,5	-24,8			
IV	Fr09	214	46	0,6	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	3,8	1,2			4,7	1,3	6,0	9,2	
	So09	214	46	2,9	0,6	-0,3	-0,1	0,0	0,0	-0,8	-0,7			0,4	1,9	2,1		
	He09	214	46	1,4	0,3	0,5	0,1	0,3	0,0	-2,4	0,2			-0,2	0,6	0,4		
	Wi09	214	46	1,0	0,2	0,4	0,1	0,1	0,0	-0,6	-0,7			0,3	0,8	-0,1	0,7	
	Fr10	214	46	0,6	0,1	0,3	0,1	1,5	0,6	2,1	1,0			4,4	1,7	6,2	11,4	
	So10	214	46	2,9	0,6	0,2	0,1	0,0	0,1	-1,4	0,4			1,8	1,2	3,0		
He10	214	46	1,4	0,3	0,1	0,0	0,0	0,1	0,5	-0,4			0,2	2,0	2,2			
Wi10	214	46	1,0	0,2	0,4	0,1	0,0	0,0	-1,2	-0,9			0,5	0,2	-0,2	0,0		

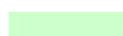
aq-aquatische Zone, am-amphibische Zone, Fr-Frühjahr, So-Sommer, He-Herbst, Wi-Winter

pos. = Rückhalt neg. = Freisetzung

Tabelle A 19: Absoluter anlageninterner Phosphor-Rückhalt

Anlage	Quartal	Fläche		P-Sedimentationsrate		P-Flux (Diffusion)		P-Speicherung in oberirdischer lebender Makrophyten-Biomasse		P-Speicherung in Wurzeln und Detritus aus lebender oberirdischer Biomasse der Makrophyten (kg P 0,25a ⁻¹)		Summe Zone		Summe Anlage pro Quartal (kg P 0,25a ⁻¹)	Summe Anlage pro Jahr (kg P a ⁻¹)	
		(m ²)		(kg P 0,25a ⁻¹)		(kg P 0,25a ⁻¹)		(kg P 0,25a ⁻¹)		(kg P 0,25a ⁻¹)		(kg P 0,25a ⁻¹)				
		aq	am	aq	am	aq	am	aq	am	aq	am	aq	am			
I	Fr06	648	4629	0,45	3,19	-0,11	-0,79	1,49	23,07			1,82	25,47	27,30	14,10	
	So06	648	4629	0,02	0,11	-0,72	-5,14	-0,61	2,89	0,12		-1,19	-2,14	-3,33		
	He06	648	4629	0,01	0,06	0,02	0,11	-0,74	2,93	0,15		-0,57	3,10	2,53		
	Wi06	648	4629	0,26	1,86	0,01	0,04	-0,14	-28,89	0,03	14,45	0,15	-12,55	-12,40		
	Fr07	352	4925	0,28	3,89	0,00	-0,02	0,12	39,77			0,39	43,64	44,03	35,61	
	So07	352	4925	0,22	3,02	-0,07	-1,02	0,13	12,55			0,27	14,56	14,83		
	He07	352	4925	0,15	2,11	-0,02	-0,29	0,19	-25,63		12,81	0,32	-10,99	-10,67		
	Wi07	352	4925	0,18	2,51	-0,10	-1,46	-0,43	-26,70	0,09	13,35	-0,27	-12,30	-12,57		
	Fr08	352	4925	0,21	2,90	-0,19	-2,63	0,23	40,14			0,25	40,41	40,66	22,49	
	So08	352	4925	0,13	1,79	-0,11	-1,57	0,13	-0,25		0,13	0,15	0,09	0,24		
	He08	352	4925	0,05	0,68	-0,04	-0,52	-0,13	-4,53	0,03	2,27	-0,09	-2,10	-2,20		
	Wi08	352	4925	0,16	2,24	-0,05	-0,71	-0,23	-35,35	0,05	17,68	-0,08	-16,14	-16,22		
II-1	Fr06	237	404	0,53	0,90	-0,01	-0,02	0,00	1,66			0,52	2,54	3,05	11,55	
	So06	237	404	0,18	0,30	-0,07	-0,12	0,06	2,83			0,16	3,00	3,16		
	He06	237	404	1,83	3,13	0,01	0,01	-0,06	-3,01		1,51	1,79	1,63	3,42		
	Wi06	237	404	0,98	1,67	0,00	0,01	0,00	-1,48		0,74	0,98	0,93	1,92		
	Fr07	237	404	0,12	0,21	0,00	0,00	0,00	1,94			0,12	2,15	2,27	3,14	
	So07	237	404	0,07	0,13	-0,01	-0,01	0,02	1,68			0,09	1,79	1,89		
	He07	237	404	0,13	0,22	0,00	-0,01	-0,02	-2,29		1,14	0,10	-0,94	-0,84		
	Wi07	237	404	0,19	0,32	0,00	-0,01	0,00	-1,33		0,67	0,18	-0,36	-0,17		
	Fr08	237	404	0,25	0,42	0,00	0,00	0,00	1,83			0,24	2,24	2,49	5,26	
	So08	237	404	0,18	0,30	0,00	-0,01	0,03	2,22			0,21	2,52	2,72		
	He08	237	404	0,09	0,16	-0,01	-0,02	-0,03	-2,96		1,48	0,05	-1,34	-1,29		
	Wi08	237	404	0,70	1,19	-0,01	-0,01	0,00	-1,09		0,55	0,69	0,64	1,33		
	Fr09	80	561	0,44	3,10	0,00	-0,01	0,00	2,01			0,44	5,10	5,54	7,81	
	So09	80	561	0,09	0,65	0,00	0,00	0,01	3,63			0,10	4,28	4,38		
	He09	80	561	0,02	0,14	0,00	-0,03	0,05	-4,67		2,34	0,07	-2,23	-2,16		
	Wi09	80	561	0,08	0,59	-0,01	-0,08	-0,06	-0,96		0,48	0,01	0,03	0,04		
	Fr10	80	561	0,15	1,04	-0,02	-0,13	0,01	1,66			0,14	2,57	2,71	6,04	
	So10	80	561	0,05	0,38	-0,01	-0,05	0,01	3,98			0,05	4,31	4,36		
	He10	80	561	0,04	0,31	0,01	0,04	0,00	-4,22		2,11	0,05	-1,76	-1,71		
	Wi10	80	561	0,18	1,25	0,00	-0,02	-0,02	-1,42		0,71	0,16	0,52	0,68		
II-2	Fr09	1593	0	0,75		-0,05		0,87				1,57		1,57	2,32	
	So09	1593	0	0,54		-0,04		0,15				0,64		0,64		
	He09	1593	0	0,55		-0,02		0,55				1,07		1,07		
	Wi09	1593	0	0,65		-0,04		-1,57				-0,96		-0,96		
	Fr10	1593	0	0,75		-0,05		0,87				1,57		1,57	2,28	
	So10	1593	0	0,54		-0,08		-0,73				-0,27		-0,27		
	He10	1593	0	0,62		-0,10		2,87				3,38		3,38		
	Wi10	1593	0	0,65		-0,04		-3,00				-2,39		-2,39		
	III	Fr06	420	225	0,25	0,23	0,00	0,00	0,12	0,13			0,37	0,36	0,72	0,89
		So06	334	311	0,16	0,15	-0,02	-0,02	0,10	0,53			0,24	0,66	0,90	
He06		334	311	0,00	0,00	-0,01	-0,01	-0,04	-0,15	0,01	0,08	-0,04	-0,08	-0,13		
Wi06		334	311	0,00	0,00	-0,11	-0,10	-0,18	-0,51	0,04	0,25	-0,25	-0,35	-0,60		
Fr07		257	388	0,00	0,01	-0,16	-0,25	0,16	1,08			0,00	0,84	0,84	0,76	
So07		257	388	0,02	0,03	-0,01	-0,02	0,05	0,52			0,06	0,53	0,58		
He07		247	398	0,01	0,02	0,00	0,01	0,11	-0,35		0,17	0,12	-0,15	-0,03		
Wi07		247	398	0,08	0,13	0,01	0,01	-0,31	-1,25	0,06	0,63	-0,16	-0,48	-0,64		
Fr08		247	398	0,16	0,25	0,01	0,02									
So08		247	398													
He08		247	398													
Wi08		247	398													
Fr09		200	445	0,07	0,21	-0,01	-0,03	0,19	2,31			0,25	2,49	2,74	5,00	
So09		160	485	0,14	0,43	-0,01	-0,03	0,20	3,22			0,33	3,62	3,95		
He09		160	485	0,15	0,44	-0,01	-0,04	-0,20	-3,19	0,04	1,60	-0,03	-1,19	-1,22		
Wi09		160	485	0,22	0,67	-0,01	-0,03	-0,19	-2,34	0,04	1,17	0,06	-0,53	-0,47		
Fr10	160	485	0,30	0,90	-0,01	-0,02	0,19	2,68			0,48	3,56	4,04	6,49		
So10	160	485	0,09	0,27	-0,01	-0,04	-0,14	5,99	0,03		-0,04	6,22	6,18			
He10	160	485	0,04	0,13	0,04	0,11	0,12	-4,85		2,42	0,20	-2,18	-1,98			
Wi10	160	485	0,09	0,28	-0,02	-0,06	-0,17	-3,82	0,03	1,91	-0,06	-1,69	-1,75			
IV	Fr09	214	46	0,42	0,09	0,00	0,00	0,24	0,12			0,66	0,21	0,88	2,58	
	So09	214	46	0,93	0,20	0,00	0,00	-0,02	-0,07		0,04	0,91	0,16	1,07		
	He09	214	46	0,38	0,08	0,00	0,00	-0,16	0,03			0,22	0,11	0,33		
	Wi09	214	46	0,34	0,07	0,00	0,00	-0,07	-0,08		0,04	0,27	0,03	0,31		
	Fr10	214	46	0,31	0,07	0,00	0,00	0,13	0,09			0,43	0,15	0,59	1,17	
	So10	214	46	0,09	0,02	0,00	0,00	-0,08	0,06			0,01	0,08	0,08		
	He10	214	46	0,17	0,04	0,00	0,00	0,09	-0,07		0,04	0,27	0,00	0,27		
	Wi10	214	46	0,34	0,07	0,00	0,00	-0,15	-0,07		0,03	0,19	0,04	0,23		

aq-aquatische Zone, am-amphibische Zone, Fr-Frühjahr, So-Sommer, He-Herbst, Wi-Winter

 pos. = Rückhalt
 neg. = Freisetzung

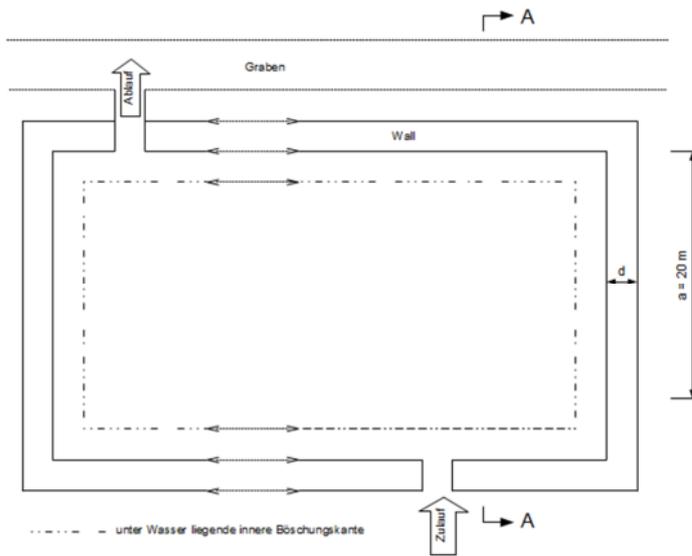


Abbildung A 3: Bautyp I - Überstau durch Verwallung (Aufsicht)

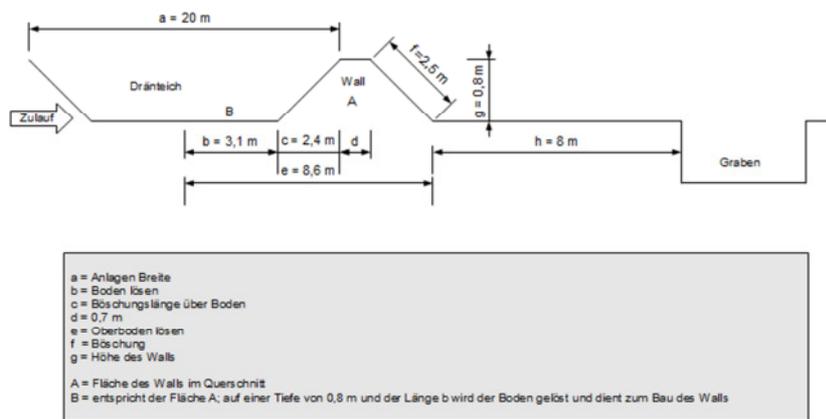


Abbildung A 4: Bautyp I - Überstau durch Verwallung (Schnitt AA)

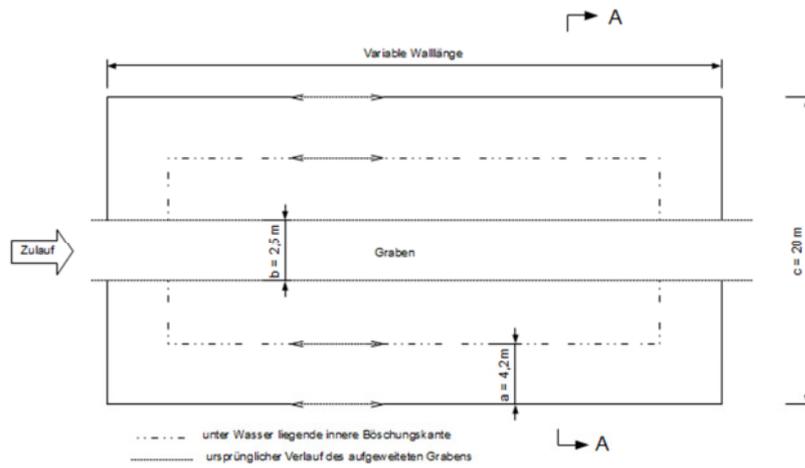


Abbildung A 5: Bautyp II – Grabenaufweitung (Aufsicht)

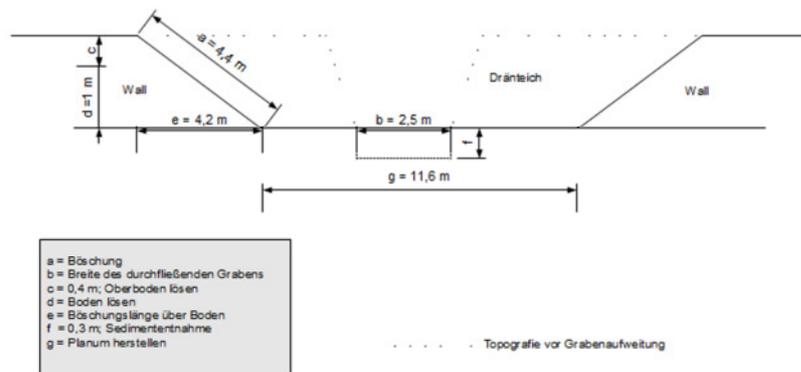


Abbildung A 6: Bautyp II – Grabenaufweitung (Schnitt AA)

Tabelle A 20: Übersicht zu den der Berechnung zugrunde liegende Kostenkomponenten und Preise zur Errichtung einer Retentionsanlage (nach Ingenieurbüro LAWA, Güstrow)

Kostenkomponenten der Wasserhaltungsarbeiten einer Retentionsanlage

Titel			
1.1	Pumpensumpf herstellen	2 St	100,00 €
1.2	Pumpen vorhalten und betreiben	1 St	150,00 €
1.3	Notstromaggregat vorhalten und betreiben	1 St	50,00 €
1.4	Vorflutleitung auf- und abbauen	1 St	250,00 €

Kostenkomponenten der Baustelleneinrichtung einer Retentionsanlage

Titel			
2.1	Baustelle einrichten	1 Pauschal (Psch.)	1.500,00 €
2.2	Baustelle räumen	1 Psch.	250,00 €
2.3	Dokumentation	1 Psch.	100,00 €
2.4	Bauanzeige	1 Psch.	30,00 €
2.5	Kennzeichnung der Baustelle	1 Psch.	150,00 €
2.6	Bauschild auf- und abbauen	1 St	300,00 €
2.7	Arbeitsstellenzaun	80 m	240,00 €
2.8	Bestandsplan anfertigen	1 Psch.	250,00 €

Kostenkomponenten der Rodungsarbeiten

Titel			
3.1	Hecken und Buschwerk roden	1 Psch	250,00 €
3.2	Bäume fällen/ Wurzelstock roden	1 Psch	500,00 €

Tabelle A 20: Fortsetzung

Kostenkomponenten der Erdarbeiten einer Retentionsanlage mit den für die Bautypen angesetzten notwendigen Arbeiten

Titel			BTI	BTII	BTIII
4.1	Suchgraben herstellen	50,00 €/Psch.	-	ja	-
4.2	Rasenschottertrageschicht liefern & einbauen	550,00 €/Psch.	-	ja	-
4.3	Oberboden lösen	3,00 €/m ³	Oberboden wird auf der Grundfläche des späteren Walls sowie auf der Fläche von Titel 4.5 auf einer Tiefe von 0,4 m entnommen.	Auf gesamter Wasserfläche auf einer Tiefe von 0,4 m, abzüglich der Fläche des 2,5 m breiten Grabens	-
4.4	Oberboden einbauen	4,00 €/m ³	Unter Titel 4.3 entnommener Oberboden wird lokal wieder verbaut.	Unter Titel 4.3 entnommener Oberboden wird lokal wieder verbaut	-
4.5	Boden lösen	3,50 €/m ³	Vom Boden des Teichbeckens wird das für die Errichtung des Walls notwendige Erdvolumen auf einer Tiefe von 0,8m entnommen	Auf gesamter Wasserfläche auf einer Tiefe von 1 m, abzüglich der Fläche des 2,5 m breiten Grabens	-
4.6	Boden einbauen	4,50 €/m ³	Unter Titel 4.5 entnommene Erdmasse wird im Wall wieder verbaut	Unter Titel 4.5 entnommene Erdmassen werden lokal wieder verbaut	-
4.7	Planum herstellen	0,50 €/m ²	Auf der Länge des gesamten Walls wird ein 8 m breites Planum hergestellt	Auf gesamter Wasserfläche abzüglich der Böschungfläche	-
4.8	Böschung herstellen	0,75 €/m ²	Zu beiden Seiten des Walls wird eine Böschung hergestellt	Bei der Böschung wird von einem Verhältnis der Höhe zur Fläche der Böschung von 1:3 ausgegangen. Die Höhe beträgt 1,4 m und erstreckt sich über eine Länge von 4,2 m. Damit hat die Böschung auf jeder Seite der Anlage eine Schräge von 4,4m Länge	-
4.9	Steinschüttung auf Geovlies herstellen	120,00 €/Psch.	Zur Errichtung des Wasserauslasses	Zur Errichtung des Wasserauslasses	-
4.10	Sedimententnahme	5,00 €/m ³	-	Das Sediment wird auf der Fläche des ursprünglichen Bachlaufs auf einer Breite von 2,5 und einer Tiefe von 0,3 m entnommen	Auf der gesamten Wasserfläche auf einer Tiefe von 0,8 m
4.11	Lokale Verteilung des Sediments	3,00 €/m ³	-	Das unter Titel 4.10 entnommene Sediment wird lokal wieder ausgebracht	Das unter Titel 4.10 entnommene Sediment wird lokal wieder ausgebracht
4.12	Rasenansaat	0,75 €/m ³	Auf der Böschung sowie auf der Oberseite des Walls wird Rasen angesät	Auf einer Breite von 4m wird um die Anlage herum Rasen eingesät	-

Tabelle A 20: Fortsetzung

Kostenkomponenten der Teicheinrichtung je m² Wasserfläche

Titel			
5.1	Initialbepflanzung mit Makrophyten	m ²	0,20 €
5.2	Initialbepflanzung mit Phragmitis australis	m ²	0,15 €
5.3	Strömungsleiteinrichtung	m ²	0,30 €

Tabelle A 21: Kostenaufstellung: Bautyp I – Verwallung

					Bautyp I -Verwallung-						
					Einheit	A	B	C	D	E	F
					Breite	Höhe					
Info	Dränfläche				ha	100	100	100	100	100	100
	Wasserfläche				m ²	1000	5000	10000	15000	20000	25000
	Verhältnis WF/DF				%	0,10%	0,50%	1,00%	1,50%	2,00%	2,50%
	Verhältnis WF/DF				m ² /ha	10	50	100	150	200	250
	Anlagenbreite				m	20	20	20	20	20	20
	Anlagenlänge				m	50	250	500	750	1000	1250
	Länge Verwallung (innen)				m	140	540	1040	1540	2040	2540
	mittlere Länge				m	162	562	1062	1562	2062	2562
	Länge Verwallung (außen)				m	184	584	1084	1584	2084	2584
Baukostenkomponenten	1 Wasserhaltung				€	550	550	550	550	550	550
	2 Baustelleneinrichtung				€	2.820	2.820	2.820	2.820	2.820	2.820
	3 Rodungsarbeiten				€	750	750	750	750	750	750
	4 Erdarbeiten										
	4.1 Suchgraben herstellen				50,00 Psch	-	-	-	-	-	-
	4.2 Rasenschottertrageschicht				550,00 Psch	-	-	-	-	-	-
	4.3 Oberboden lösen	8,6 m	0,4 m		3,00 m ³	1.445	5.573	10.733	15.893	21.053	26.213
	4.4 Oberboden einbauen	8,6 m	0,4 m		4,00 m ³	1.926	7.430	14.310	21.190	28.070	34.950
	4.5 Boden lösen	3,1 m	0,8 m		3,50 m ³	1.215	4.687	9.027	13.367	17.707	22.047
	4.6 Boden einbauen	3,1 m	0,8 m		4,50 m ³	1.562	6.026	11.606	17.186	22.766	28.346
	4.7 Planum herstellen	8 m			0,50 m ²	560	2.160	4.160	6.160	8.160	10.160
	4.8 Böschung herstellen		5,06 m		0,75 m ²	615	2.133	4.030	5.927	7.825	9.722
	4.9 Steinschüttung auf Geoflies				120,00 Psch	120	120	120	120	120	120
	4.10 Sedimententnahme				5,00 m ³						
	4.11 lokale Verteilung Sediment				3,00 m ³						
	4.12 Rasensaat		5,76		0,75 m ²	700	2.428	4.588	6.747	8.907	11.067
	Summe Verwallung				€	8.143	30.557	58.574	86.592	114.609	142.626
Verwallung				€/m ² WF	8,14	6,11	5,86	5,77	5,73	5,71	
5 Initialbepflanzung/Einrichtung											
5.1 Makrophyten				0,20 €/m ²	200	1.000	2.000	3.000	4.000	5.000	
5.2 Phragmitis australis				0,15 €/m ²	150	750	1.500	2.250	3.000	3.750	
5.3 Strömungsleiteinrichtung				0,30 €/m ²	300	1.500	3.000	4.500	6.000	7.500	
Summe Einrichtung				€	650	3.250	6.500	9.750	13.000	16.250	
Baukosten	excl. Planungskosten				€	12.913	37.927	69.194	100.462	131.729	162.996
	Summe Baukosten				€	12.913	37.927	69.194	100.462	131.729	162.996
	€ je m ² Wasserfläche				€/m ²	12,91	7,59	6,92	6,70	6,59	6,52
	€ je ha Dränfläche				€/ha	129	379	692	1.005	1.317	1.630
Baukosten	incl. Planungskosten				10% von Ges						
	Summe Baukosten				€	14.205	41.720	76.114	110.508	144.902	179.296
	€ je m ² Wasserfläche				€/m ²	14,20	8,34	7,61	7,37	7,25	7,17
	€ je ha Dränfläche				€/ha	142	417	761	1.105	1.449	1.793
Betriebskosten + Kapitalkosten	Abschreibung										
	12 Jahre				12 Jahre	1.184	3.477	6.343	9.209	12.075	14.941
	50 Jahre				50 Jahre	284	834	1.522	2.210	2.898	3.586
	80 Jahre				80 Jahre	178	521	951	1.381	1.811	2.241
	Zinsansatz				3,50% p.a.	249	730	1.332	1.934	2.536	3.138
	Summe Kapitalkosten				€/a	533	1.564	2.854	4.144	5.434	6.724
	BKV 1: günstig				€/m ² /a	0,56	0,55	0,55	0,55	0,54	0,54
Betriebskostenvariante 1				0,54-0,56 €/m ² /a	555	2.726	5.451	8.177	10.702	13.378	
Betriebskostenvariante 2				0,59 €/m ² /a	593	2.967	5.934	8.902	11.869	14.836	
Betriebskostenvariante 3				0,96 €/m ² /a	955	4.776	9.551	14.327	19.102	23.878	
Gesamtkosten	Summe Gesamtkosten (BKV 1)				€/a	1.088	4.290	8.305	12.321	16.136	20.101
	€ je m ² Wasserfläche				€/m ² /a	1,09	0,86	0,83	0,82	0,81	0,80
	€ je ha Dränfläche				€/ha/a	11	43	83	123	161	201
	Summe Gesamtkosten (BKV 2)				€/a	1.126	4.532	8.789	13.046	17.302	21.559
	€ je m ² Wasserfläche				€/m ² /a	1,13	0,91	0,88	0,87	0,87	0,86
	€ je ha Dränfläche				€/ha/a	11	45	88	130	173	216
	Summe Gesamtkosten (BKV 3)				€/a	1.488	6.340	12.405	18.471	24.536	30.601
	€ je m ² Wasserfläche				€/m ² /a	1,49	1,27	1,24	1,23	1,23	1,22
	€ je ha Dränfläche				€/ha/a	15	63	124	185	245	306

Tabelle A 22: Kostenaufstellung: Bautyp II – Grabenaufweitung

					Bautyp II - Grabenaufweitung-						
					Einheit	A	B	C	D	E	F
					Breite	Tiefe					
Info	Dränfläche				ha	100	100	100	100	100	100
	Wasserfläche				m ²	1000	5000	10000	15000	20000	25000
	Verhältnis WF/DF				%	0,10%	0,50%	1,00%	1,50%	2,00%	2,50%
	Verhältnis WF/DF				m ² /ha	10	50	100	150	200	250
	Anlagenbreite				m	20	20	20	20	20	20
	Anlagenlänge				m	50	250	500	750	1000	1250
	Länge Verwallung (innen)				m	140	540	1040	1540	2040	2540
Baukostenkomponenten	1 Wasserhaltung				€	550	550	550	550	550	550
	2 Baustelleneinrichtung				€	2.820	2.820	2.820	2.820	2.820	2.820
	3 Rodungsarbeiten				€	750	750	750	750	750	750
	4 Erdarbeiten										
	4.1 Suchgraben herstellen				50,00 Psch	50	50	50	50	50	50
	4.2 Rasenschottertrageschicht				550,00 Psch	550	550	550	550	550	550
	4.3 Oberboden lösen		0,4 m		3,00 m ³	1.050	5.250	10.500	15.750	21.000	26.250
	4.4 Oberboden einbauen		0,4 m		4,00 m ³	1.400	7.000	14.000	21.000	28.000	35.000
	4.5 Boden lösen		1 m		3,50 m ³	3.063	15.313	30.625	45.938	61.250	76.563
	4.6 Boden einbauen		1 m		4,50 m ³	3.938	19.688	39.375	59.063	78.750	98.438
	4.7 Planum herstellen				0,50 m ²	290	1.450	2.900	4.350	5.800	7.250
	4.8 Böschung herstellen		8,9 m		0,75 m ²	930	3.586	6.906	10.227	13.547	16.868
	4.9 Steinschüttung auf Geoflies				120,00 Psch	120	120	120	120	120	120
	4.10 Sedimententnahme	2,5 m	0,3 m		5,00 m ³	188	938	1.875	2.813	3.750	4.688
	4.11 lokale Verteilung Sediment	2,5 m	0,3 m		3,00 m ³	113	563	1.125	1.688	2.250	2.813
	4.12 Rasenansaat		4 m		0,75 m ²	105	405	780	1.155	1.530	1.905
	Summe Grabenaufweitung				€	11.795	54.911	108.806	162.702	216.597	270.493
Grabenaufweitung				€/m ² WF	11,79	10,98	10,88	10,85	10,83	10,82	
5 Initialbepflanzung/Einrichtung											
5.1 Makrophyten				0,20 €/m ²	200	1.000	2.000	3.000	4.000	5.000	
5.2 Phragmitis australis				0,15 €/m ²	150	750	1.500	2.250	3.000	3.750	
5.3 Strömungsleiteinrichtung				0,30 €/m ²	300	1.500	3.000	4.500	6.000	7.500	
Summe Einrichtung				€	650	3.250	6.500	9.750	13.000	16.250	
Baukosten	excl. Planungskosten				€	16.565	62.281	119.426	176.572	233.717	290.863
	Summe Baukosten				€	16.565	62.281	119.426	176.572	233.717	290.863
	€ je m ² Wasserfläche				€/m ²	16,56	12,46	11,94	11,77	11,69	11,63
	€ je ha Dränfläche				€/ha	166	623	1.194	1.766	2.337	2.909
	incl. Planungskosten				10% p.a.						
Summe Baukosten				€	18.221	68.509	131.369	194.229	257.089	319.949	
€ je m ² Wasserfläche				€/m ²	18,22	13,70	13,14	12,95	12,85	12,80	
€ je ha Dränfläche				€/ha	182	685	1.314	1.942	2.571	3.199	
Betriebskosten + Kapitalkosten	Abschreibung				12	1.518	5.709	10.947	16.186	21.424	26.662
					50	364	1.370	2.627	3.885	5.142	6.399
					80	228	856	1.642	2.428	3.214	3.999
	Zinsansatz				3,50%	319	1.199	2.299	3.399	4.499	5.599
	Summe Kapitalkosten				€/a	683	2.569	4.926	7.284	9.641	11.998
	BKV 1: günstig				€/m ² /a	0,56	0,55	0,55	0,55	0,54	0,54
	Betriebskostenvariante 1				0,54-0,56 €/m ² /a	555	2.726	5.451	8.177	10.702	13.378
Betriebskostenvariante 2				0,59 €/m ² /a	593	2.967	5.934	8.902	11.869	14.836	
Betriebskostenvariante 3				0,96 €/m ² /a	955	4.776	9.551	14.327	19.102	23.878	
Gesamtkosten	Summe Gesamtkosten (BKV 1)				€/a	1.238	5.295	10.377	15.460	20.343	25.376
	€ je m ² Wasserfläche				€/m ² /a	1,24	1,06	1,04	1,03	1,02	1,02
	€ je ha Dränfläche				€/ha/a	12	53	104	155	203	254
	Summe Gesamtkosten (BKV 2)				€/a	1.277	5.536	10.861	16.185	21.510	26.834
	€ je m ² Wasserfläche				€/m ² /a	1,28	1,11	1,09	1,08	1,08	1,07
	€ je ha Dränfläche				€/ha/a	13	55	109	162	215	268
Summe Gesamtkosten (BKV 3)				€/a	1.638	7.345	14.477	21.610	28.743	35.876	
€ je m ² Wasserfläche				€/m ² /a	1,64	1,47	1,45	1,44	1,44	1,44	
€ je ha Dränfläche				€/ha/a	16	73	145	216	287	359	

Tabelle A 23: Kostenaufstellung: Bautyp III – Senkenreaktivierung

					Bautyp III -Senkenreaktivierung-						
					Einheit	A	B	C	D	E	F
					Breite	Tiefe					
Info	Dränfläche				ha	100	100	100	100	100	100
	Wasserfläche				m ²	1000	5000	10000	15000	20000	25000
	Verhältnis WF/DF				%	0,10%	0,50%	1,00%	1,50%	2,00%	2,50%
	Verhältnis WF/DF				m ² /ha	10	50	100	150	200	250
Baukostenkomponenten	1 Wasserhaltung				€	550	550	550	550	550	550
	2 Baustelleneinrichtung				€	1.430	1.430	1.430	1.430	1.430	1.430
	3 Rodungsarbeiten				€						
	4 Erdarbeiten										
	4.1 Suchgraben herstellen				50,00 Psch						
	4.2 Rasenschottertrageschicht				550,00 Psch						
	4.3 Oberboden lösen				3,00 m ³						
	4.4 Oberboden einbauen				4,00 m ³						
	4.5 Boden lösen				3,50 m ³						
	4.6 Boden einbauen				4,50 m ³						
	4.7 Planum herstellen				0,50 m ²						
	4.8 Böschung herstellen				0,75 m ²						
	4.9 Steinschüttung auf Geoflies				12,00 m ²						
	4.10 Sedimententnahme			0,8 m	5,00 m ³	4.000	20.000	40.000	60.000	80.000	100.000
	4.11 lokale Verteilung Sediment			0,8 m	3,00 m ³	2.400	12.000	24.000	36.000	48.000	60.000
	4.12 Rasenansaat				0,75 m ²						
Summe Sedimententnahme				€/a	6.400	32.000	64.000	96.000	128.000	160.000	
Entschlammn vorh. Teich				€/m ² /a	6,4	6,4	6,4	6,4	6,4	6,4	
5 Initialbepflanzung/Einrichtung											
5.1 Makrophyten				0,20 €/m ²	200	1.000	2.000	3.000	4.000	5.000	
5.2 Phragmitis australis				0,15 €/m ²	150	750	1.500	2.250	3.000	3.750	
5.3 Strömungsleiteinrichtung				0,30 €/m ²	300	1.500	3.000	4.500	6.000	7.500	
Summe Einrichtung					650	3.250	6.500	9.750	13.000	16.250	
Baukosten	excl. Planungskosten										
	Summe Baukosten				€	9.030	37.230	72.480	107.730	142.980	178.230
	€ je m ² Wasserfläche				€/m ²	9,03	7,45	7,25	7,18	7,15	7,13
	€ je ha Dränfläche				€/ha	90	372	725	1.077	1.430	1.782
	incl. Planungskosten				10% p.a.						
	Summe Baukosten				€	9.933	40.953	79.728	118.503	157.278	196.053
€ je m ² Wasserfläche				€/m ²	9,93	8,19	7,97	7,90	7,86	7,84	
€ je ha Dränfläche				€/ha	99	410	797	1.185	1.573	1.961	
Betriebskosten + Kapitalkosten	Abschreibung										
	12 Jahre				12 Jahre	828	3.413	6.644	9.875	13.107	16.338
	50 Jahre				50 Jahre	199	819	1.595	2.370	3.146	3.921
	80 Jahre				80 Jahre	124	512	997	1.481	1.966	2.451
	Zinsansatz				3,50% p.a.	174	717	1.395	2.074	2.752	3.431
	Summe Kapitalkosten				€/a	372	1.536	2.990	4.444	5.898	7.352
BKV 1: günstig				€/m ² /a	0,56	0,55	0,55	0,55	0,54	0,54	
Betriebskostenvariante 1				0,54-0,56 €/m ² /a	555	2.726	5.451	8.177	10.702	13.378	
Betriebskostenvariante 2				0,59 €/m ² /a	593	2.967	5.934	8.902	11.869	14.836	
Betriebskostenvariante 3				0,96 €/m ² /a	955	4.776	9.551	14.327	19.102	23.878	
Gesamtkosten	Summe Gesamtkosten (BKV 1)				€/a	928	4.261	8.441	12.620	16.600	20.729
	€ je m ² Wasserfläche				€/m ² /a	0,93	0,85	0,84	0,84	0,83	0,83
	€ je ha Dränfläche				€/ha/a	9	43	84	126	166	207
	Summe Gesamtkosten (BKV 2)				€/a	966	4.503	8.924	13.345	17.767	22.188
	€ je m ² Wasserfläche				€/m ² /a	0,97	0,90	0,89	0,89	0,89	0,89
	€ je ha Dränfläche				€/ha/a	10	45	89	133	178	222
	Summe Gesamtkosten (BKV 3)				€/a	1.328	6.311	12.541	18.770	25.000	31.229
	€ je m ² Wasserfläche				€/m ² /a	1,33	1,26	1,25	1,25	1,25	1,25
	€ je ha Dränfläche				€/ha/a	13	63	125	188	250	312