



Entwicklung und Erprobung eines Systems zur Bewertung des Rückhaltes von Nährstoffen in den Niedermooren Schleswig-Holsteins

Endbericht Teilprojekt 1

Kiel April 2001

Auftraggeber:

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer

Auftragnehmer:

Ökologie-Zentrum an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Bearbeiter:

Michael Trepel & Winfrid Kluge

1	Einleitung.....	3
2	Integrierter Gewässerschutz.....	5
2.1	Prozesse.....	5
2.2	Integrierter Gewässerschutz in Schleswig-Holstein	7
2.3	Feuchtgebiete und Niedermoore als Elemente eines integrierten Gewässerschutzes...	16
2.4	Klassifizierung von Mooren	19
3	Das Pfad-Transformations-Konzept	25
3.1	Hydrologische und hydrochemische Grundlagen.....	25
3.2	Mathematische Grundlagen	28
3.3	Anwendbarkeit des Pfad-Transformations-Konzeptes in der Praxis	30
4	Datengrundlagen zur Anwendung des Matrixmodells in Schleswig-Holstein	33
4.1	Regeln zur Ermittlung der anströmenden Wassermengen.....	33
4.2	Stickstoffkonzentrationen für die unterschiedlichen Eintragspfade	36
4.3	Ableitung der Transformationskoeffizienten.....	40
5	Regionale Feuchtgebietstypen	44
5.1	Typisierung und Maßstabsebenen.....	45
5.2	Kriterien zur Typisierung.....	48
6	Beschreibung regionaler Feuchtgebietstypen	50
6.1	Küstenüberflutungsmoor.....	50
6.2	Quellmoore im östlichen Hügelland	52
6.3	Kesselmoore im östlichen Hügelland	54
6.4	Seeverlandungsmoore im östlichen Hügelland.....	56
6.5	Flußalniedermoore im östlichen Hügelland.....	59
6.6	Moorkomplexe in Sanderflächen der Geest.....	61
6.7	Moorkomplexe in Durchbruchstälern der Geest.....	64
6.8	Überschlickte Moore in der Marsch	66
7	Übersicht regionale Feuchtgebietstypen	66
8	Anwendungsbeispiele des Pfad-Transformations Models.....	68
8.1	Pohnsdorfer Stauung.....	68
8.2	Flußalniedermoor Eidertal	71
8.3	Buckener Au	75
9	Ökohydrologisches Management von Feuchtgebieten	79
9.1	Reduzierung der niederungsbürtigen Stoffausträge.....	80
9.2	Pufferzonenmanagement im angrenzenden Hangbereich.....	80
9.3	Fließgewässermanagement	81
10	Anwendbarkeit der Ergebnisse und Ausblick.....	82
11	Zusammenfassung.....	85
12	Literaturverzeichnis	87

1 Einleitung

Die Bundesrepublik Deutschland hat sich mit der Unterzeichnung der HELCOM-Konvention, dem OSPAR-Abkommen sowie der EU-Wasserrahmenrichtlinie verpflichtet, die Stoffeinträge in Nord- und Ostsee zu reduzieren sowie mittelfristig einen guten Zustand aller Oberflächengewässer zu erreichen (IRMER 2000). Die chemische Gewässergüte hat sich in der Bundesrepublik Deutschland wie auch in Schleswig-Holstein seit Mitte der achtziger Jahre vor allem durch Maßnahmen des technischen Gewässerschutzes insbesondere durch das Dringlichkeitsprogramm zum Kläranlagenbau und -ausbau verbessert. Während die Phosphorkonzentrationen in den Fließgewässern und Phosphorfrachten in die Meere national wie international deutlich zurückgegangen sind, sind die Stickstoffkonzentrationen der Fließgewässer und die Stickstofffrachten in die Meere nach wie vor auf einem ähnlich hohen Niveau wie zu Beginn der achtziger Jahre (GRIMVALL et al. 2000), allerdings zeigen einzelne hydrochemische Meßstellen auch bei den Stickstoffkonzentrationen einen abnehmenden Trend (JELINEK 1999, SCHULZ 2000). Die Ursachen für das divergierende Verhalten von Phosphor und Stickstoff ist in den unterschiedlichen Eintragspfaden begründet. Phosphor wird vorwiegend in einer an Boden und Humuspartikel gebunden Form transportiert, als Haupteintragspfade werden Bodenerosion und Direkteinleitungen angesehen. Untersuchungen über diffuse Phosphoreinträge über den Grundwasser- und Dränagepfad zeigen, obwohl selten durchgeführt, daß die über diese Fließwege eingetragenen Mengen bei zukünftigen Maßnahmen nicht mehr zu vernachlässigen sind (BEAUCHEMIN et al. 1998, DILS & HEATHWAITE 1999, SIMARD et al. 2000, VENOHR 2000). Stickstoff dagegen wird überwiegend in gelöster Form als Nitrat transportiert und gelangt über zahlreiche wassergebundene Fließwege in die Oberflächengewässer (JELINEK 1999, KLUGE et al. 2000). Eine mittelfristig erfolgversprechende Reduzierung sowohl der Stickstoff- als auch der Phosphor-Konzentrationen in den Oberflächengewässern ist nur durch ein an die jeweiligen Eintragspfade und den von ihnen ausgehenden Gefährdungsrisiken und Retentionspotentialen geknüpft Management im Sinne eines integrierten Gewässerschutzes möglich. Dabei steht neben einer Verringerung der Stickstoffeinträge in die Landschaft durch eine verlustoptimierte Landwirtschaft die Nutzung natürlicher biogeochemischer Transformations- und Retentionsprozesse über Stoffrückhalt in Feuchtgebieten im Vordergrund. Die Verbesserung der hydrochemischen Gewässergüte ist in Verbindung mit einer Verbesserung der Gewässermorphologie eine wichtige Voraussetzung für die Wiederbesiedlung dieser Standorte mit gewässertypischen Biozönosen, die sowohl durch erhöhte Stoffkonzentrationen (Stichwort Eutrophierung) als auch durch Maßnahmen der Gewässerunterhaltung in den letzten Jahrzehnten erheblich zurückgegangen bzw. ausgestorben sind (SPRATTE & HARTMANN 1998, BRINKMANN & SPETH 1999, SAND-JENSEN et al. 2000).

Feuchtgebieten wie zum Beispiel Niedermoore kommt in diesem Zusammenhang eine besondere Bedeutung zu. Feuchtgebiete bilden zusammen mit den Fließgewässern eine im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG; Art. 1.a) funktional gemeinsam zu

betrachtende Raumeinheit. In Schleswig-Holstein hatten sich ursprünglich auf mehr als zehn Prozent der Landesfläche Moore gebildet (SCHÜTRUMPF 1956, EIGNER & SCHMATZLER 1991, TREPEL & SCHRAUTZER 1998, DREWS et al. 2000). Auf diesen Flächen wurden erhebliche Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphormengen in Form von Torf akkumuliert und sind damit den oberirdischen Stoffkreisläufen entzogen worden. Global betrachtet sind in Mooren mit einem Flächenanteil von 3-4 Prozent an der Landfläche etwa ein Drittel der terrestrischen Kohlenstoffvorräte gespeichert (GORHAM 1991). Die hydrochemischen Bedingungen dieser Standorte (niedrige Redoxpotentiale, anaerobe Verhältnisse) bieten günstige Voraussetzungen für den Stoffrückhalt bzw. -abbau, so daß Feuchtgebiete zur Verbesserung der Wasserqualität beitragen (HOWARD-WILLIAMS 1985, LEONARSEN et al. 1994, KADLEC & KNIGHT 1996, MITSCH & GOSSELINK 2000). Entwässerung und land- bzw. forstwirtschaftliche Nutzung führen sowohl zu einer Mobilisierung der langfristig akkumulierten Stoffe als auch zu veränderten hydrochemischen Bedingungen. Während die erneute Mobilisierung der organischen Substanz erhöhte Austräge an die Atmosphäre und Gewässer zur Folge hat, führen die entwässerungsbedingten aeroben Verhältnisse und hydrologischen Entkoppelungen zu erhöhten Stoffkonzentrationen in den Oberflächengewässern aufgrund verringerter Nutzung der natürlichen Retentionspotentiale (TREPEL 2000, SUCCOW & JOOSTEN 2001). Moore und Feuchtgebiete sind damit für einen integrierten Gewässerschutz in zweierlei Hinsicht von Bedeutung:

- Durch Vernässung kann die Torfmineralisation reduziert und damit die aus dem Moor selbst stammende Gewässerbelastung vermindert werden.
- Durch Wiederherstellung der natürlichen hydrologischen Verhältnisse und Fließwege zwischen Landflächen und Gewässern können die an einzelne Fließwege gekoppelten Retentionsprozesse aktiviert werden und so die Gewässerbelastungen durch diffuse Einträge aus dem Umland vermindert werden.

Die Wiederherstellung von Feuchtgebieten als entsorgende (konzentrationsreduzierende) Elemente eines integrierten Gewässerschutzes benötigt für die effiziente Umsetzung Bewertungssysteme für die Flächenauswahl. Solche Bewertungssysteme müssen die hydrologischen Eigenschaften individueller Feuchtgebiete abbilden und die Effektivität von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen zur Optimierung der Anströmverhältnisse quantitativ in Bezug auf eine mögliche Stoffretention prognostizieren. Damit ein solches Bewertungssystem ein effizientes Werkzeug bei der Flächenauswahl ist, sollten die benötigten Eingangsdaten entweder flächenhaft vorhanden oder mit geringem Aufwand erhebbbar sein.

Ein solches computergestütztes Bewertungssystem wurde am Ökologie-Zentrum Kiel zur Bewertung des Rückhaltes von Nährstoffen in den Niedermooren Schleswig-Holsteins entwickelt und in für Schleswig-Holstein typischen Feuchtgebieten erprobt. Das Bewertungssystem beruht hydrologisch auf dem Pfad-Konzept (KLUGE et al. 2000) und wurde in Abstimmung mit dem Auftraggeber zunächst am Beispiel Stickstoff erprobt, kann aber zukünftig für Phosphor erweitert werden.

2 Integrierter Gewässerschutz

2.1 Prozesse

Gewässer haben ein vielfältiges Erscheinungsbild in der Landschaft. Aus der kleinen grundwassergespeisten Quelle entwickelt sich zunächst ein dem Gefälle folgendes schmales Rinnsal oder Bach, der bald in einen kleinen Fluß mündet, Seen durchfließt und schließlich in das Meer mündet. Gewässer mit ihren angrenzenden Niederungen bieten Lebensraum für zahlreiche Arten und Lebensgemeinschaften. Gewässer verbinden zum Teil weit entfernte Landschaften miteinander. Art und Intensität der Landnutzung am Oberlauf eines Gewässers wirken sich auf die Gewässergüte und die Durchflußmengen am Unterlauf aus. Die Eutrophierung aquatischer Ökosysteme hat in Verbindung mit Maßnahmen zur Gewässerregulierung zu einem erheblichen Arten- und Bestandesrückgang geführt. Beispiele aus Schleswig-Holstein hierfür sind die Verarmung der Süßwasserfischfauna (SPRATTE & HARTMANN 1998) oder der Köcherfliegenfauna (BRINKMANN & SPETH 1999). Eutrophierung und regelmäßige Gewässerunterhaltung führte in Dänemark in den letzten hundert Jahren zu einem starken Rückgang der oligo- bis mesotraphenten Gewässermakrophyten wie beispielsweise zahlreicher *Potamogeton*-Arten (SAND-JENSEN et al. 2000). Wobei die Folgen für die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen durch den Rückgang von Arten bis hin zu deren Aussterben bis jetzt nur in Ansätzen theoretisch erfaßt (z.B. MÜLLER 1998) und experimentell untersucht (WEISNER et al. 1994, ERIKSSON & WEISNER 1999, BIS et al. 2000) worden sind und kontrovers diskutiert werden (SCHLÄPFER & SCHMID 1999).

Dabei tragen gerade funktionsfähige Ökosysteme mit den in ihnen ablaufenden natürlichen biogeochemischen Prozessen zum Stoffumbau (Transformation) und Stoffrückhalt (Retention) bei (Abb. 1) (HOWARD-WILLIAMS 1985, MITSCH & GOSSELINK 2000, ZALEWSKI 2000).

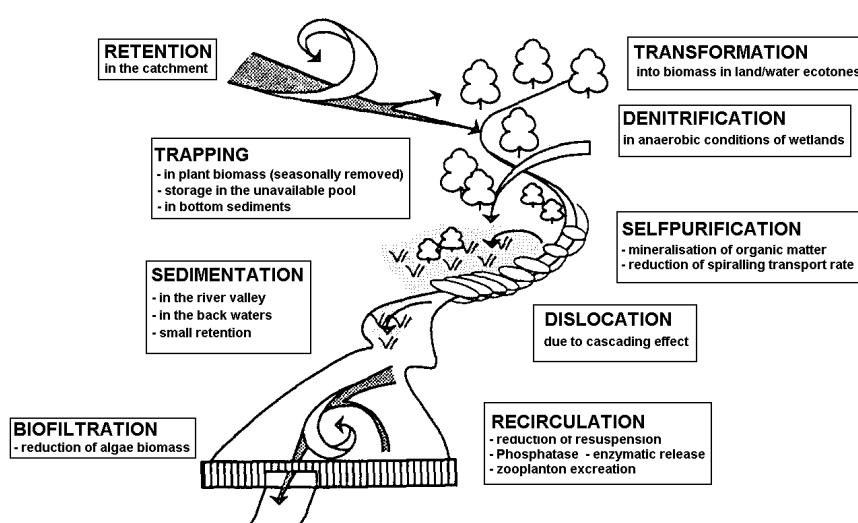


Fig. 1: Beispiele für die Anwendung biogeochemischer Prozesse im Rahmen eines integrierten Gewässerschutzes zur Verbesserung der ökologischen Gewässergüte (Quelle: ZALEWSKI 2000).

Integrierter Gewässerschutz beginnt in der Fläche mit einer Verringerung der aus der Landnutzung resultierenden Stoffverluste. Die Art und Intensität einer landwirtschaftlichen Flächennutzung bestimmen ebenso wie die Substrateigenschaften oder der Versiegelungsgrad des Bodens oder die geomorphologischen und klimatischen Verhältnisse das Risiko für Stoffausträge. Nach Angaben des Umweltbundesamtes gilt die landwirtschaftliche Flächennutzung mit einem Anteil von 57 % an den Stickstofffrachten und 48 % an den Phosphorfrachten als Hauptverursacher der diffusen Stoffeinträge in Oberflächengewässer (UBA 1997). Eine an die jeweiligen Boden-, Relief- und Klimaverhältnisse angepasste Landbewirtschaftung ermöglicht weitgehend ausgeglichene Stoffbilanzen, einen umfassenden Überblick über landwirtschaftliche Methoden zur Reduzierung der allgemeinen Stoffeinträge durch eine angepasste Landnutzung geben FREDE & DABBERT (1998).

Aus der Fläche gelangen Nähr- und Schadstoffe über unterschiedliche Abfließpfade in die Oberflächengewässer, dabei können je nach dem hydrochemischen Milieu und der Dauer des Stofftransports konzentrationsreduzierende Transformationsprozesse ablaufen. Während bei einer mehrjährigen Stoffpassage durch den Grundwasserkörper Nitrat nahezu vollständig umgebaut wird, sind die Konzentrationen bei den Abfließpfaden an der Landoberfläche oder den oberflächennahen Schichten aufgrund kürzerer Transportzeiten nahezu unverändert. Die Effektivität natürlicher Abbauprozesse während der Stoffpassage kann durch eine Verlängerung der Transportzeiten (Verweilzeiten) verbessert werden.

Die mit dem unterschiedlichen Abfließpfaden (z.B. Interflow, flaches und tiefes Grundwasser) transportierten Stoffe gelangen zum Teil in den Feuchtgebieten wieder an die Oberfläche, bevor sie dann in das Oberflächengewässer übertreten. Diese Übergangszone wirkt als Pufferzone und wird in der Literatur als Ökoton bezeichnet (NAIMAN & DECAMPS 1990). Die semiterrestrischen bis semiaquatischen Bedingungen in dieser Übergangszone bieten günstige Voraussetzungen für eine Vielzahl ökohydrologisch nutzbarer Prozesse zur Verbesserung der Wasserqualität, wie z. B. die Nährstoffaufnahme durch die Vegetation in Verbindung mit einem anschließendem Ernteentzug, Torfbildung oder Denitrifikation (HAYCOCK et al. 1993, HOFFMANN et al. 2000, SPRUILL 2000).

Sind die Nähr- und Schadstoffe schließlich im Oberflächengewässer angekommen, können sich deren Konzentrationen aufgrund der im Fließgewässer selbst stattfindenden Abbau- und Umbauprozesse verändern. Seen im Fließgewässernetz bieten aufgrund ihrer langen Wasseraustauschzeiten günstige Bedingungen für den Übergang von Stickstoff in die biologischen Stoffkreisläufe sowie für die Sedimentation von organischen und anorganischen Partikeln. Die in das Fließgewässernetz eingebundenen Feuchtgebiete, wie z. B. Verlandungsmoore oder Überflutungsmoore, fördern durch ihre charakteristischen hydrochemischen Bedingungen die Denitrifikation.

Bei der Umsetzung des Konzeptes eines integrierten Gewässerschutzes werden in Abhängigkeit von den die Fließwege bestimmenden geohydrologischen Randbedingungen nach Möglichkeit alle oben genannten Prozesse genutzt. Dadurch werden sowohl die hydrochemische Wasserqualität der Fließgewässer verbessert und langfristig die Einträge in

die Meere reduziert, gleichzeitig stellen die genannten Maßnahmen die ökologische Integrität und damit die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen wieder her, so daß einzelne Raumeinheiten nicht durch Übernutzung ökosystemspezifischer Prozesse zu Kläranlagen in der Landschaft degradiert werden.

2.2 Integrierter Gewässerschutz in Schleswig-Holstein

Das Gebiet Schleswig-Holsteins wird mit etwa gleichen Flächenanteilen orohydrographisch den Flussgebietseinheiten der Elbe (40 %) sowie den Küstengebieten der Nordsee (25 %) und Ostsee (35 %) zugerechnet. Während bundesweit die diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge in die deutschen Flussgebiete jeweils einen Anteil von 70 % an den Gesamtstoffeinträgen haben, sind die Anteile der diffusen Stoffeinträge in den ländlicher geprägten Küsteneinzugsgebieten der Nord- und Ostsee rund 10 - 15 % höher als der Bundesdurchschnitt (Tab. 1).

Tab. 1: Übersicht über die jährlichen Stickstoff- und Phosphor-Einträge in die Flussgebiete der Elbe, sowie in Nord- und Ostsee für den Bezugszeitraum 1993-1997 mit Angaben der Gesamteinzugsgebietsgrößen und dem Anteil Schleswig-Holsteins. (Quelle: Stoff-Einträge aus BÖHM et al. 2000; Einzugsgebietsgrößen ÖZK). (Einzugsgebiet Elbe deutscher Anteil: 96932 km²).

Gebiet	Einträge	N [t a ⁻¹]	P [t a ⁻¹]	Fläche [km ²]	Fläche SH [km ²]
Flußgebiet				148268	6103
Elbe	Industriell	3176	149		
	Kommunal	32230	2380		
	Diffus	106290	4620		
	Gesamt	141696	7149		
Küstengebiet				?	4221
Nordsee	Industriell	47	24		
	Kommunal	20840	840		
	Diffus	77000	4880		
	Gesamt	97887	5744		
Küstengebiet				23000	5446
Ostsee	Industriell	96	3		
	Kommunal	5760	260		
	Diffus	32600	950		
	Gesamt	38456	1213		
Deutschland				357022	15770
	Industriell	27015	671		
	Kommunal	204860	11350		
	Diffus	586280	24640		
	Gesamt	818155	36661		

Die hydrochemische Gewässergüte hat sich durch verschiedene wasserwirtschaftliche Maßnahmen seit Ende der siebziger Jahre vor allem im Hinblick auf die Phosphorkonzentrationen verbessert (Abb. 2). Die mittleren Phosphorkonzentrationen sanken von etwa 0,8 mg l⁻¹ Gesamtphosphor zum Ende der siebziger Jahre auf unter 0,2 mg l⁻¹ Gesamtphosphor zu Beginn der neunziger Jahre (Abb. 2). Die Verringerung der Phosphorkonzentration hat vielfältige Ursachen, sie ist wesentlich auf die gezielte Reduzierung mengenmäßig bedeutsamer Quellen zurückzuführen, wie der

'Phosphathöchstmengenverordnung' zur Waschmittelzusammensetzung aus dem Jahre 1980, dem 'Sofortprogramm' zum kommunalen Kläranlagenbau und dem 'Dringlichkeitsprogramm' zum Umbau kommunaler Kläranlagen aus dem Jahre 1989 (SCHULZ 2000). Insbesondere durch das Sofortprogramm konnten die Phosphorfrachten punktuell einleitender großer kommunaler Kläranlagen reduziert werden. Die Umrüstung der Kläranlagen im Rahmen des Dringlichkeitsprogramms hat später begonnen und gestaltet sich technisch schwieriger, so daß sich seit Mitte der neunziger Jahre die mittleren jährlichen Gesamtposphorkonzentrationen nicht mehr wesentlich verändert haben.

Bei den Stickstoffkonzentrationen in den Fließgewässern blieben ähnlich deutliche Erfolge aus. Die Gesamtstickstoffkonzentrationen sanken seit Ende der siebziger Jahre lediglich um etwa 2 mg l^{-1} bzw. um etwa ein Drittel (Abb. 2), wobei auch diese Veränderungen im wesentlichen auf den Kläranlagenbau zurückgeführt werden (SCHULZ 2000).

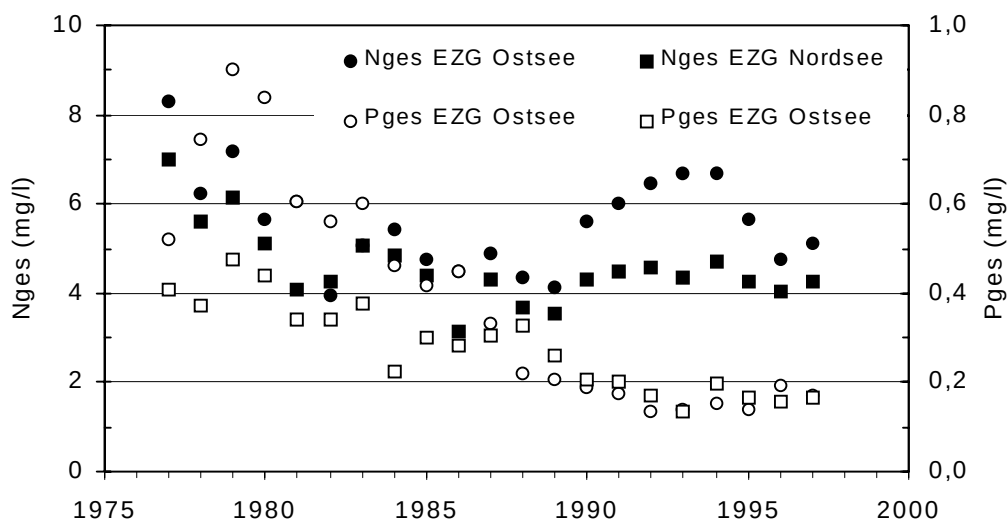


Fig. 2: Mittlere jährliche abflußgewichtete Gesamtstickstoff- und Gesamtposphorkonzentrationen schleswig-holsteinischer Fließgewässer im Einzugsbereich der Nordsee und der Ostsee (Quelle: LANU SH, 4).

Eine statistische Auswertung der verfügbaren hydrochemischen Daten von 82 Standorten der Fließgewässerüberwachung in Schleswig-Holstein ergibt ein mehr differenziertes Bild für die Bewertung. Die Mehrzahl der schleswig-holsteinischen Fließgewässer wird den Kategorien des chemischen Indexes mäßig bis kaum belastet zugeordnet. Handlungsbedarf ergibt sich aber dennoch aus der vertraglich zugesicherten Reduzierung der Stoffeinträge in Nord- und Ostsee um jeweils 50 %. Darüber hinaus wird die ökologische Gewässergüte schleswig-holsteinischer Fließgewässer anhand der Parameter Gewässerstruktur oder Gewässerbiozönose überwiegend als stark gestört eingestuft (LANU 1998).

Mit den 'Empfehlungen zum Integrierten Fließgewässerschutz' (LANU 1996) hat das Land Schleswig-Holstein schon früh den Grundstein für einen flächenhaften Gewässerschutz gelegt, bei dem hydrochemische und ökologische Kriterien gleichrangig berücksichtigt werden. Eine erfolgreiche Verbesserung der hydrochemischen und ökologischen

Gewässergüte benötigt für die effiziente Flächenauswahl Entscheidungskriterien, von welchen Gebieten hohe stoffliche Belastungen der Fließgewässer ausgehen. Zur Klärung dieser Frage wurden die digital verfügbaren hydrochemischen Daten der Fließgewässermessstellen mit digital verfügbaren Flächendaten verschnitten und statistisch analysiert.

2.2.1 Statistische Analyse hydrochemischer Daten Schleswig-Holsteins

Die statistische Datenauswertung wurde anhand der vom Land über verschiedene Gewässer-Überwachungsprogramme erfaßten Parameter (Nges, NO₃-N, NH₄-N, Pges, PO₄-P, TOC, Cl, Lf) in folgenden Schritten durchgeführt:

- Sichtung, Aufbereitung und Kontrolle der Daten (87 Meßstellen im Zeitraum von Jan. 1991 bis Dez. 1997, mit unterschiedlichen Probennahmeintervallen (1 bis 3 Monate), je nach Meßprogramm);
- Statistische Auswertungen (Zeitreihenanalysen, Trends, Häufigkeitsanalysen, Korrelationen);
- Charakterisierung der wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen anhand der mittleren langjährigen Klimaverhältnisse (30-jähriges Mittel) in Schleswig-Holstein (Niederschlag, potentielle und aktuelle Verdunstung und Abfluß).

Im folgenden werden die Ergebnisse der statistischen Analysen dargestellt (vgl. Zwischenbericht September 1999), die für das zu erarbeitende Niedermoorbewertungssystem von Interesse sind.

In Abbildung 3 ist der berechnete Chemische Index für das Jahr 1997 zu 82 Gewässerüberwachungsstandorten des Landes Schleswig-Holstein dargestellt. Man erkennt, daß die Mehrzahl der Fließgewässer in die kaum bis mäßig belastete Kategorie fällt. Sechs Überwachungsstandorte fallen in die deutlich belastete Kategorie und lediglich einer in die sehr stark belastete. Der sehr stark belastete Standort liegt im Kreis Schleswig-Flensburg und betrifft das Einzugsgebiet des Brautseegrabens, in dem ein Punkteinleiter (Zuckerfabrik) für die Belastung verantwortlich ist. Die Frachten dürften allerdings gering sein, da das Einzugsgebiet nur mit ca. 4 km² angegeben ist. Die Konzentrationen liegen jedoch im Falle des Nitrates mit ca. 19.5 mg/l-NO₃-N weit über dem landesweiten Mittelwert von 3.4 mg/l NO₃-N.

Eine erste Einschätzung zeigt, daß die Belastung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein anhand des Chemischen Indexes als überwiegend gering einzustufen ist. Die alleinige Verrechnung von Konzentrationsbereichen unterschiedlicher Stoffspezies zum Chemischen Index muß als kritisch betrachtet werden, da ein großer Teil der die Gewässerqualität bestimmenden Faktoren hierbei keine Berücksichtigung findet. Selbst wenn das für Organismen wichtige Ammonium übergewichtig in die Berechnung eingeht, da es neben dem Gesamtstickstoff zusätzlich aufgeführt ist, können Fließgewässer ungünstige chemische Lebensbedingungen für Lebewesen aufweisen und dennoch in die untere Kategorie der

Bewertung fallen. Weiterhin ist der Probennahmestandort (Quelle oder Mündung) von entscheidender Bedeutung, da er zum einen Angaben über die Fließlänge und damit den Selbstreinigungsprozeß des Fließgewässers beinhaltet, zum anderen, besonders in Schleswig-Holstein, an der Mündung der marine Einfluß ansteigt. Weiterhin können Belastungen, die im Oberlauf der Fließgewässer existieren, aufgrund von Mischungsprozessen und Verdünnungseffekten an der Mündung nicht mehr erkannt werden. Die Berechnungen wurden trotz dieser Kritik durchgeführt, um die - auch nationale - Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu ermöglichen.

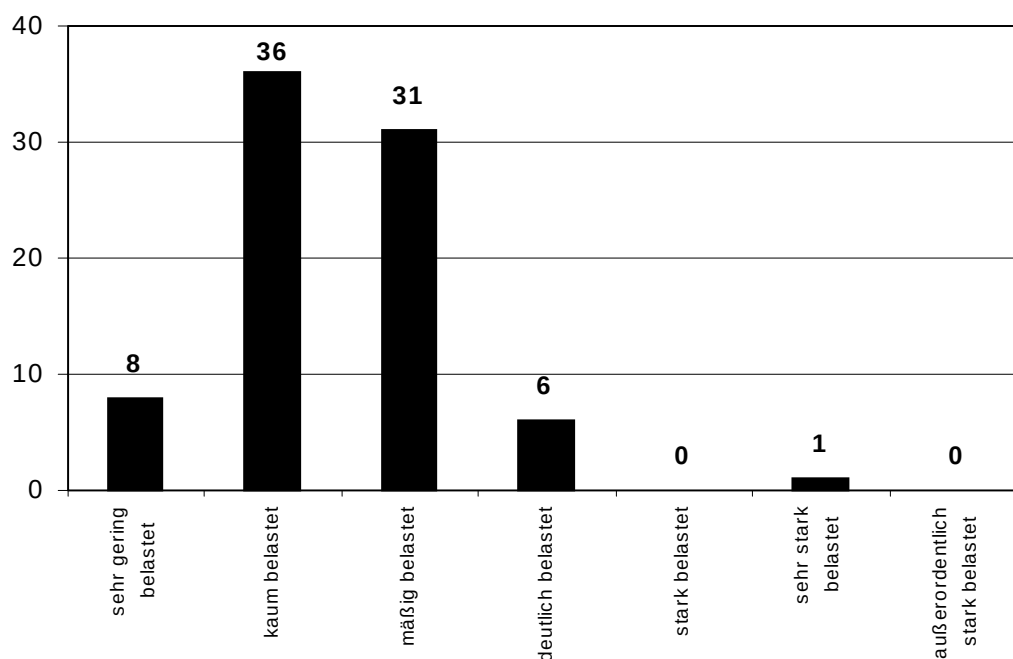


Fig. 3: Häufigkeitsverteilung des Chemischen Indexes der Standorte der Gewässerüberwachung Schleswig-Holstein im Jahr 1997 (n=82); (Daten: LANU).

Die Berechnungen des Chemischen Indexes wurden für alle Einzeljahre über den gesamten Zeitraum von 1991 bis 1997 (digital verfügbare Daten) durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß die Standorte zum Teil signifikante Trends aufweisen. Insgesamt weisen 59 Probennahmestandorte einen negativen (abnehmenden) Trend auf, 27 zeigen einen positiven Trend.

Da im Rahmen des Forschungsvorhabens Stickstoff den zentralen Stellenwert einnimmt, ist in Tabelle 2 die Veränderung des Stickstoffindex über den Zeitraum von sieben Jahren dargestellt. Es zeigt sich ein durchweg positives Bild, die Probennahmestandorte der unteren Kategorien nehmen über die Zeit betrachtet zu. Insgesamt weisen 73 Standorte einen negativen Trend in den Stickstoffkonzentrationen auf, und lediglich 13 zeigen einen Konzentrationsanstieg.

Tab. 2: Veränderung des Gesamt-Stickstoff-Indexes der Standorte der Gewässerüberwachung Schleswig-Holstein in den Jahren 1991 - 1997; Quelle: LANU.

Gesamt-Stickstoff-Index	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Klasse 1 (0.5 -2 mg/l N _{ges})	4	3	5	4	6	8	5
Klasse 2 (2 - 5 mg/l N _{ges})	42	45	36	40	53	52	55
Klasse 3 (5-10 mg/l N _{ges})	28	30	34	35	23	20	24
Klasse 4 (10-15 mg/l N _{ges})	3	1	7	3	3	4	0
Klasse 5 (15-25 mg/l N _{ges})	1	2	0	0	0	1	0
Klasse 6 (>25 mg/l N _{ges})	1	1	1	1	1	1	1
Summe der Standorte	79	82	83	83	86	86	85

Dieses im Sinne des Stickstoffaustrages aus der Landschaft als positiv zu betrachtende Ergebnis kann jedoch bei näherer Analyse nicht allein einer veränderten Landnutzung oder einer erfolgreichen Naturschutzpolitik zugeordnet werden. Nach Angaben des statistischen Landesamtes ist die landwirtschaftliche Nutzfläche in Schleswig-Holstein zwischen 1991 und 1995 um 20 600 ha ($\cong -2\%$) zurückgegangen, wobei Ackerland jedoch um 3 500 ha ($\cong +0.6\%$) zugenommen hat. Der Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzfläche ist folglich auf die Abnahme der Grünlandbewirtschaftung (25 000 ha, $\cong -5\%$) zurückzuführen.

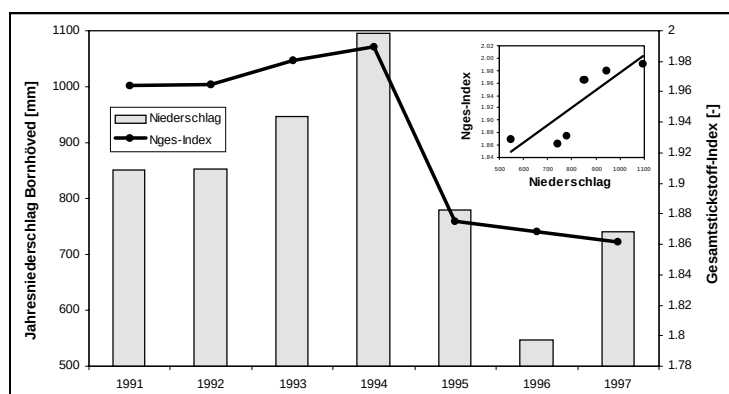


Fig. 4: Abhängigkeit der mittleren Stickstoff-Konzentrationen in den Fließgewässern Schleswig-Holsteins vom Witterungsregime in den Jahren 1991 bis 1997; dargestellt an der Gegenüberstellung von mittleren Stickstoffindizes und mittleren Jahresniederschlägen für die Station Bornhöved; Quelle: LANU & ÖZK.

In Abbildung 4 ist die Hauptursache für die negativen Trends in den Stickstoffkonzentrationen dargestellt. Es zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit des Stickstoffindexes von der jährlichen Abflußspende, dargestellt an den mittleren Gebietsniederschlägen der Klimastation Bornhöved. Aus diesem Ergebnis läßt sich ablesen, daß die Wasserflüsse (Tiefensickerung) einen entscheidenden Einfluß nicht nur auf die Frachten, sondern auch auf die Konzentrationen haben. Die Bedeutung der Wasserhaushaltsparameter Niederschlag, Verdunstung und Grundwasserneubildung bei der Bewertung der Stickstoffausträgen von landwirtschaftlichen Nutzflächen wird dadurch bestätigt (TREPEL 2000, WEISS 2000). Bei erhöhter Tiefensickerung wird die mobile Stickstofffraktion aus der Bodenzone ausgewaschen und gelangt verstärkt über Gräben und

Dränagen als kurze Transportwege in die Vorfluter, Immobilisierungs- und Abbauprozesse treten in den Hintergrund.

Die Trendanalyse zum Stickstoffindex zeigte jedoch auch, daß 13 Probennahmestandorte entgegen dem mittleren Witterungstrend eine Zunahme in den Konzentrationen zeigen. Diese Standorte sind als besonders problematisch oder gefährdet zu betrachten, da trotz der günstigen meteorologischen Bedingungen im Betrachtungszeitraum die Belastung der Gewässer deutlich zunimmt. Gründe sind hier entweder bei einer Intensivierung der Landnutzung seitens der Landwirtschaft oder bei den gebietsspezifischen Abflußkomponenten zu suchen. Abbildung 5 zeigt die Trends, die bezüglich des Stickstoff-Indexes bestehen, am Beispiel des Mittelwertes aller Meßstellen und zweier gegensätzlich reagierender Probennahmestandorte. Während die Schwartau im Kreis Ostholstein einen eindeutigen, deutlich über dem mittleren Trend liegenden Rückgang in den Stickstoffkonzentrationen zeigt, weist die Bondenau im Kreis Schleswig/Flensburg einen gegensätzlichen Trend auf. Während die Schwartau von der deutlich belasteten Kategorie in den unteren Bereich der kaum belasteten Kategorie übergegangen ist, hat sich die Bondenau von der kaum belasteten in die mäßig belastete Kategorie entwickelt. Betrachtet man die Angaben des Statistischen Landesamtes, so zeigt sich, daß im Einzugsgebiet der Bondenau die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung zugenommen hat. In den Gemeinden Ausacker, Hürup, Husby und Freienwill, die im Einzugsgebiet liegen, hat die landwirtschaftliche Nutzfläche in den Jahren 1991 bis 1995 um 2.5 % zugenommen, davon Ackerland um 2 % und Grünland um 3.5 %.

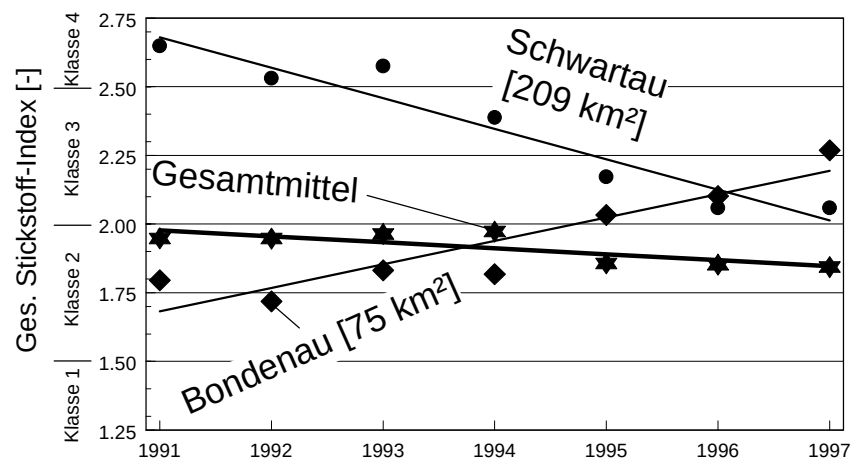


Fig. 5: Trends im Gesamtstickstoff-Index der Standorte der Gewässerüberwachung Schleswig-Holstein und zweier gegensätzlich reagierender Fließgewässer im Zeitraum 1991 bis 1997; Quelle: LANU.

Für ein landesweites Niedermoorbewertungssystem interessiert in diesem Zusammenhang neben den schon erwähnten Gebieten mit hohen Frachten, in welchen Bereichen mit einem erhöhten Austrag durch (1) Ackernutzung der grundwasser-fernen Landflächen und (2) Mineralisationsprozesse in Niedermooren (sensible Flächen) zu rechnen ist.

Hierzu wurden die Daten der Gewässerüberwachung statistisch analysiert und über eine Fuzzy-Cluster-Analyse mit dem Modell ECO-FUCS (SALSKI & KANDZIA 1996) in vier Grundklassen eingeteilt. Diese Grundklassen erlauben eine erste Einschätzung anhand der derzeit verfügbaren Daten, in welchen Landesteilen (Einzugsgebiete der Gewässeruntersuchungsprogramme) Flächen liegen, deren Wiedervernässung eine hohe Effizienz verspricht.

Als Eingangsparameter in die Clusteranalyse wurden folgende Daten verwendet:

- Die mittleren Nitrat-, Ammonium- und Phosphor-Konzentrationen als Indikator für erhöhte Stoffausträge,
- die mittleren Chlorid- und Leitfähigkeitswerte, um den Düngemiteleintrag zu charakterisieren,
- die Nitrat-Abfluß-Konzentrations-Beziehung, normierte Korrelationskoeffizienten zwischen beiden Ganglinien als Indikator für Punkteinleiter oder Anreicherung von gelösten Stickstoff aufgrund von Mineralisationsprozessen in entwässerten Feuchtgebieten,
- die Trends in den Nitratkonzentrationen, um Bereiche mit negativer Entwicklung zu charakterisieren.

Das Ergebnisse dieser Analyse sind in Tabelle 3 als Mittelwerte der Cluster-Objektmerkmale und in Tabelle 4 als Zugehörigkeitsmatrix zu den jeweiligen Clustern zusammengestellt. Insgesamt wurden 4 Cluster ausgegeben, wobei ein Standort durch Vorläufe aus der Berechnung genommen wurde, da er sofort ein eigenes Cluster bildete. Dabei handelt es sich um den oben schon erwähnten Brautseegraben im Kreis Schleswig/Flensburg (Meßstellennummer 126016), der sich damit auch anhand der Clusteranalyse deutlich von den anderen Standorten unterscheidet.

Tab. 3: Mittelwerte der Fuzzy-Cluster-Objektmerkmale einer Klassifikation von ausgewählten Parametern der Gewässerüberwachung Schleswig-Holstein (1991-1997) mit dem Fuzzy-Clustering-Modell ECO-FUCS für 85 Beobachtungsstandorte in Schleswig-Holstein.

Indikatoren	Mittelwerte der Fuzzy-Cluster-Objektmerkmale				Gesamtmittel aller Standorte		
	1	2	3	4	Mittel.	Max.	Min.
Cluster Anzahl	61	6	13	5	85	85	85
mittlere Chlorid-Konzentrationen [mg/l]	330	7153	493	98	841	10074	29
mittlere Leitfähigkeit [μ S/cm]	153	2042	214	77	297	2658	42
Abfluß-Konzentrations-Beziehung normierter Korrelationskoeff. r [-]	0.94	0.93	0.91	-0.11	0.87	1	-0.3
Trends in den Nitrat-Konzentrationen (lineare Regression r [-])	-0.25	-0.12	0.02	-0.36	-0.2	0.41	-0.62
mittlere Ammonium-N-Konzentration [mg/l]	0.35	0.48	1.08	1.26	0.53	3.42	0.05
mittlere Phosphor-Konzentration [Pges in mg/l]	0.18	0.43	0.47	0.16	0.25	1.23	0.07
mittlere Nitrat-N-Konzentration [mg/l]	3.4	1.5	2.6	6.0	3.4	9.3	0.4

Während Cluster 1 das "Normalverhalten" schleswig-holsteinischer Einzugsgebiete charakterisiert und Cluster 2 marin beeinflusste Gewässerabschnitte kennzeichnet, weist Cluster 4 klare Anomalien auf, die sowohl auf erhöhte Stoffausträge der Landflächen als auch auf Mineralisationsprozesse in den Niederungstorfen im Einzugsgebiet hinweisen. Die Nitratkonzentrationen sind mit einem Mittelwert von 6 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$, ebenso wie die Ammoniumwerte mit 1.3 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ deutlich erhöht (Tab. 3). Die Nitrat-Abfluß-Konzentrations-Beziehung ist im Mittel negativ korreliert. Dies bedeutet, daß die höchsten Konzentrationen im Sommer erreicht werden. Gleichzeitig sind die Chlorid- und Leitfähigkeitswerte niedriger als in allen anderen Clustern. Diese Phänomene weisen in Anlehnung an JELINEK (1999) auf erhöhte Mineralisationsprozesse in den Einzugsgebieten oder auf Punkteinleiter hin, die aufgrund des Mischungsverhältnisses im Sommer bei Niedrigwasserabflüssen zu erhöhten Konzentrationen führen. Ob die am deutlichsten ausgeprägten negativen Trends in den Nitrat-Konzentrationen dieses Clusters erste erfolgreiche Schutzmaßnahmen widerspiegeln oder nur die Abnahme der Jahresniederschläge zu einer deutlicheren Abnahme in diesen Gebieten geführt hat, ist durch weiterführende Untersuchungen zu klären. Bei den hier ausgewiesenen Probennahmestandorten handelt es sich um die Fließgewässer:

- des Bunsbaches bei Rehhagen (Einzugsgebiet 31 km², Niedermoorflächen 1.8 km²),
- der Ammersbek (104 km², 4.3 km²)
- der Stör am Pegel Padenstedt (199 km², 15 km²)
- der Stör am Pegel Willenscharen (476 km², 75 km²) und
- der Schwentine am Ablauf des Plöner Sees (382 km²).

An der Schwentine führt jedoch der vorgelagerte See zu diesem speziellen Verhalten. Im Sinne des Niedermoorprogrammes ist dieses Einzugsgebiet daher von nachrangiger Bedeutung. Aus Tabelle 4 wird auch ersichtlich, daß dieser Probennahmestandort nur eine schwache Zugehörigkeit zu diesem Cluster, bei gleichzeitiger hoher Überschneidung zu Cluster 1 und 3, aufweist.

Eine weitere für die Auswahl effektiver Gebiete geeignete Gruppe stellt Cluster 3 dar. Es ist dem Normaltyp (Cluster 1) sehr ähnlich, jedoch scheint hier eine intensive Landnutzung in hohem Maße zu einer Verschlechterung der Fließgewässerqualität beizutragen. Die Trends in den Nitrat-Konzentrationen sind positiv (Tab. 3), stark erhöhte Ammonium-, Chlorid- und Leitfähigkeitswerte weisen auf den dominanten Einfluß der landwirtschaftlichen Nutzung hin. Die Phosphor-Konzentrationen sind ebenfalls bemerkenswert hoch. Im Sinne des Pufferzonen-Konzeptes stellen diese Bereiche damit ebenso effektive Flächen dar, wenn Wiedervernässungsmaßnahmen zwischen dem landseitigen Einzugsgebiet und dem Fließgewässer eingeleitet werden.

Tabelle 4 zeigt die Zugehörigkeitsmatrix der Beobachtungsstandorte. Man erkennt, daß manche Einzugsgebiete deutlich in ihrem Cluster liegen und manche Überschneidungen zu anderen Clustern aufweisen. An diesem Beispiel kann der Vorteil des Einsatzes der Fuzzy-Technik im Hinblick auf das Bewertungssystem dargestellt werden. Die Daten der

Gewässerüberwachung liegen in unterschiedlichen Zeiträumen und Probennahme-Intervallen vor. Weil die Eingangsdaten unsicher und somit unscharf sind, würde eine normale Clusteranalyse wenig aussagekräftig sein.

Tab. 4: Fuzzy-Zugehörigkeitsmatrix (gerundet) der Beobachtungsstandorte der Fließgewässerbewertung Schleswig-Holstein zu einer ersten funktionalen Einteilung bezüglich der Auswahl effizienter Gebiete für das Niedermoorprogramm des Landes Schleswig-Holstein. (vgl. mit Tab. 3, Hauptzugehörigkeiten sind markiert).

Meßstelle	Einzugsgebiet [km²]	Bodennutz. Wald [%]	Bodennutz. Landw. [%]	Bodennutz. bebaut [%]	entwässert in	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	Cluster 4
126049	389	19	75	6	Ostsee	1			
123012	481	5	92	3	Nordsee	1			
120004	88.7	-	-	-	Elbe	1			
120003	335	24	60	16	Elbe	1			
120013	114	9	70	19	Elbe	1			
51 Standorte wurden aus Darstellungsgründen nicht mit aufgenommen									
126050	137	11	84	5	Ostsee	0.72		0.25	
126053	209	8	87	5	Ostsee	0.71			0.17
126012	21.9	5	93	2	Ostsee	0.67		0.25	
120020	34.1	0	96	4	Elbe	0.64		0.35	
126110	35.1	-	-	-	Ostsee	0.51		0.4	
123026	14.4	0	99	1	Nordsee		0.99		
123023	62.7	0	100	0	Nordsee		0.98		
123027	24.2	0	99	1	Nordsee		0.98		
120021	-	-	-	-	Elbe		0.94		
123019	1918	4	93	3	Nordsee		0.84		
126054	1874	12	79	9	Ostsee	0.17	0.72		
120025	93.5	0	96	4	Elbe			1	
123013	-	-	-	-	Nordsee			0.99	
120024	69.5	0	97	3	Elbe			0.98	
123015	-	-	-	-	Nordsee			0.96	
123032	123	0	100	0	Nordsee	0.13		0.85	
123024	52.5	6	82	12	Nordsee	0.16		0.82	
123010	74.8	7	91	2	Nordsee	0.2		0.74	
123006	74.1	0	98	2	Nordsee	0.14		0.73	
123014	-	-	-	-	Nordsee	0.14		0.73	
126010	18.6	1	96	3	Ostsee	0.19		0.65	0.12
120017	180	14	80	6	Elbe	0.42		0.55	
123021	63.7	0	98	2	Nordsee	0.16	0.23	0.54	
126017	17.7	-	-	-	Ostsee	0.47		0.51	
120014	199	9	71	18	Elbe				0.97
120008	104	-	-	-	Elbe				0.96
120007	30.6	-	-	-	Elbe				0.83
120015	476	10	75	15	Elbe	0.11			0.82
126112	382	-	-	-	Ostsee	0.32		0.2	0.43

Bei hochsensiblen Prozessen, wie dem Stoffrückhalt in Niedermooren, der wissenschaftlich noch immer nicht vollständig erforscht ist, führt die Anwendung der Fuzzy-Technik zu operablen Aussagen, da immer Bandbreiten und Unsicherheiten eingehen und somit (im Gegensatz zur üblichen Statistik) sogar die Unsicherheiten des Einzelfalles quantifiziert

werden können. Bei der Arbeit mit unsicheren Eingangsdaten kann auch nur ein unscharfes Ergebnis erlangt werden, das jedoch die Schwankungsbreiten widerspiegelt und somit eine Bewertung ermöglicht. Der Grad der Unschärfe an sich erlaubt ebenso weiterführende Interpretationen, da beispielsweise die Stör am Pegel Padenstedt (120014) und die Ammersbek (120008) am deutlichsten in ihrem Cluster liegen, somit sollte in diesen Bereichen gezielt nach den Belastungsquellen gesucht werden.

Anhand der verfügbaren Datenlage stellt dieses Ergebnis eine erste Einschätzung zur Auswahl effizienter Gebiete für die Vernässung von Niedermooren dar: Die den Cluster 4 und 3 zugeordneten Gebieten zeigen überdurchschnittlich hohe stoffliche Belastungen, wobei durch ein Screening-Meßprogramm die Ursachen genauer identifiziert werden können. Die Mehrzahl der dem Cluster 1 zugeordneten Gebiete entsprechen dem Landesdurchschnitt. Hier sind flächendeckend gezielt Maßnahmen zur Erhöhung der Stoffretention notwendig.

2.3 Feuchtgebiete und Niedermoore als Elemente eines integrierten Gewässerschutzes

Feuchtgebiete gelten allgemein als Senken im Landschaftswasser- und -stoffhaushalt (HOWARD-WILLIAMS 1985, MITSCH & GOSSELINK 2000). Die mit dem Wasser zugeführten Nährstoffmengen werden in Feuchtgebieten über unterschiedliche biogeochemische und physikalische Prozesse chemisch umgebaut oder im Gebiet selbst gespeichert, so daß, unter günstigsten Bedingungen, die abfließenden Nährstoffmengen geringer sind als die einströmenden. Im Stickstoffhaushalt tragen im wesentlichen die Prozesse Denitrifikation, Pflanzenaufnahme, Akkumulation von organischer Biomasse (Torfbildung) und Sedimentation zur Nährstoffretention bei, wobei der Denitrifikation, d. h. der mikrobiellen Reduktion von Nitrat zu elementarem Stickstoff, quantitativ die größte Bedeutung zukommt. Im Phosphorhaushalt tragen im wesentlichen die Prozesse Pflanzenaufnahme, Sedimentation und Adsorption zur Verringerung der diffus in die Gewässer einströmenden Nährstoffmengen bei.

Die positiv beurteilte Wirkung von Feuchtgebieten auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt wurde bereits in einer Vielzahl von Untersuchungen mit unterschiedlichen Methoden belegt. Fallstudien zur Wirkung einzelner Feuchtgebiete auf den Nährstoffaustrag konzentrierten sich in der Regel zunächst auf die Messung der einströmenden und abfließenden Wassermengen und Stoffkonzentrationen (z. B. DEVITO et al. 1989, URBAN et al. 1995, DORTCH 1996). Auf der Basis solcher Untersuchungen wurden zahlreiche mathematische Modelle entwickelt, die vor allem die Stickstoffretention in Beziehung zur Feuchtgebietsfläche und der eingetragenen Stoffmenge abbilden (DORTCH et al. 1995, KADLEC & KNIGHT 1996, MITSCH & GOSSELINK 2000). Dabei kann die Komplexität der Modelle mit zunehmender Datendichte auch interne Prozesse im Feuchtgebiet beschreiben, aufgrund der hohen Zahl an Parametern bleibt die Anwendung komplexer Modelle in der Regel aber auf das jeweils intensiv untersuchte Feuchtgebiet beschränkt (MARTIN & REDDY 1997).

Neben messenden Verfahren wurde die Bedeutung von Feuchtgebieten als Senken im Landschaftsstoffhaushalt durch statistische Auswertungen hydrochemischer

Gewässergütemeßstellen in Verbindung mit Flächennutzungsdaten belegt (JOHNSTON et al. 1990, SPRUILL 2000). Auf der Basis dieser guten Datengrundlage schätzen Ökonomen den globalen Wert von Feuchtgebieten auf 14.9 Trillionen US\$ (COSTANZA et al. 1997). BYSTRÖM (2000) rechnet unter Berücksichtigung ökonomischer Kriterien vor, daß durch die Anlage von Feuchtgebieten etwa ein Drittel der Stickstoffausträge aus Südschweden reduziert werden kann.

Gleichzeitig kommt BRIX (1998) nach einer statistischen Auswertung der Stickstoffkonzentrationen im Zu- und Ablauf von 90 dänischen Feuchtgebietskläranlagen zu dem Ergebnis, daß nur ein schwacher statistischer Zusammenhang zwischen Stoffeintrag und Austrag besteht, da vor allem Nitrat abgebaut wird, so daß bei hohen Ammoniumeinträgen die Retentionsleistung niedrig bleibt. Auch in anthropogen unbeeinflussten Feuchtgebieten scheinen Interaktionen zwischen dem Grundwasser und Oberflächenwasser für das Retentionsverhalten von entscheidender Bedeutung zu sein (DEVITO et al. 1996). Abbildung 6 zeigt anschaulich, wie sich unterschiedliche Feuchtgebiete im Bezug auf die Stickstoffretention und den Nährstoffaustrag verhalten. Kleine Feuchtgebiete, die im Quellgebiet ihres Einzugsgebiets liegen, erhalten vorwiegend anorganischen Stickstoff im Zufluß, bei nur niedrigen Verweilzeiten sind die Retentionsraten ebenfalls nur gering (vgl. DEVITO et al. 1989). Dagegen können in grundwassergespeisten Feuchtgebieten mit hohen Zuflüssen an Nitrat erheblich höherer Retentionsraten beobachtet werden (vgl. HOFFMANN et al. 1993, KOERSELMANN et al. 1990).

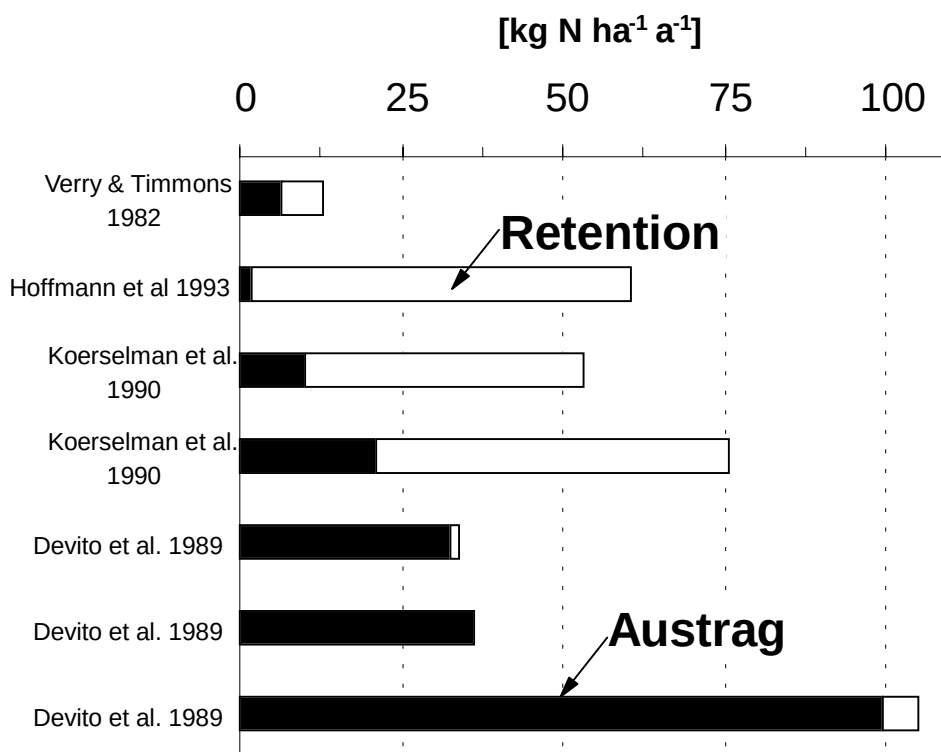


Fig. 6: Vergleich der Stickstoffretention und des Stickstoffaustrages unterschiedlicher Feuchtgebiete. Hohe Retentionsraten treten vor allem in kleinen, grundwassergespeisten Feuchtgebieten auf.

Dieser Sachverhalt verdeutlicht, daß bei der Beurteilung von Feuchtgebieten als Nährstoffsinken die jeweiligen Anströmverhältnisse stärker als bisher in die Analyse einbezogen werden müssen. Die Funktion von Feuchtgebieten im Wasser- und Nährstoffhaushalt läßt sich nicht allgemein definieren, sondern muß zukünftig stärker den hydrogeologischen Rahmenbedingungen angepaßt werden (MIDDLETON 1999, BEDFORD 1999, TREPEL 2001).

Der Begriff 'Feuchtgebiete' umfaßt nach der RAMSAR Definition eine Vielzahl von Gebieten, die sich hinsichtlich Hydrologie, Hydrochemie und Vegetation deutlich unterscheiden:

RAMSAR-Feuchtgebietsdefinition: Artikel 1.

Feuchtgebiete im Sinne dieses Übereinkommens sind Feuchtwiesen, Moor- und Sumpfgebiete oder Gewässer, die natürlich oder künstlich, dauernd oder zeitweilig, stehend oder fließend, Süß-, Brack- oder Salzwasser sind, einschließlich solcher Meeresgebiete, die eine Tiefe von sechs Metern bei Niedrigwasser nicht übersteigen.

In Schleswig-Holstein sind nach dieser Definition Niedermoore der flächenmäßig bedeutsamste Feuchtgebietstyp (Tab. 5).

Tab. 5: Flächen und Flächenanteile von Feuchtgebieten in Schleswig-Holstein.

Feuchtgebietstyp	Fläche [km ²]	Anteil an Landfläche [%]	Anteil an Gesamtfläche [%]
Schleswig-Holstein Festland und Küsten	20370	-	100
Schleswig-Holstein Festland	15771	100	77,4
Wattenmeer	3000	-	14,7
Flachwasser Ostsee	1600	-	7,9
Niedermoorböden	1150	7,3	5,6
Hochmoorböden	300	1,9	1,5
Seen	752	4,8	3,7
Fließgewässer (km)	200	-	-

Schleswig-Holstein gehört neben den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Bayern mit einem ursprünglichen Flächenanteil von Mooren an der Landesfläche von etwa 10 % zu den moorreichen Bundesländern. Durch Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung sind nach einer Auswertung der landesweit durchgeführten Biotopkartierung nur noch knapp 20 % der Moorböden in einem 'ökologisch wertvollen' Zustand, wobei nur auf knapp 15000 ha der Wasserhaushalt natürlichen Verhältnissen entspricht (TREPEL & SCHRAUTZER 1998; DREWS et al. 2000).

Entwässerte Moore haben ihre Funktion als entsorgende Landschaftselemente weitgehend verloren und gelten über mineralisationsbedingte Stoffausträge an die Gewässer und die Atmosphäre als Nährstoffquellen (TREPEL 2000, SUCCOW & JOOSTEN 2001).

Wie der Überblick über die Funktion von Feuchtgebieten im Landschaftsstoffhaushalt zeigte, müssen bei der Bewertung und Auswahl von Niedermooren zur Verbesserung der

hydrochemischen Wasserqualität die jeweiligen geologisch bedingten Anströmverhältnisse betrachtet werden. Gegenwärtige Typisierungsansätze für Moore berücksichtigen diese nicht explizit. Die standörtlich ausgerichteten Ansätze der Boden- oder Vegetationskunde, die hydrogenetischen Moortypen (SUCCOW 1988; SUCCOW & JOOSTEN 2001) geben zwar eine idealisierte Zuordnung von typischer Moorentstehungsgeschichte in Abhängigkeit von Relief und Klima wider, erlauben aber keine Quantifizierung der anströmenden Wasser- und Stoffmengen. Im folgenden werden - im Rahmen der zu erstellenden Wissensbasis - gegenwärtig gebräuchliche Typisierungsverfahren für Moore kurz vorgestellt. Im Kapitel 3 wird, daran aufbauend, das Pfad-Transformations-Konzept als neue Betrachtungsweise eingeführt.

2.4 Klassifizierung von Mooren

Für die Klassifizierung von Mooren und Torfen werden gegenwärtig je nach Fachdisziplin unterschiedliche Ansätze und Begriffe verwendet. Daher werden zunächst einige grundlegende Begriffe erläutert. **Moore** sind Landschaftseinheiten, in denen die hydrologischen Bedingungen eine langfristige Akkumulation von Torf ermöglichen. Moore zeichnen sich durch eine positive Stoffbilanz aus. Dieses Merkmal führt zu einer positiven Bewertung von Mooren und Feuchtgebieten im Landschaftsstoffhaushalt. Die hydrologischen Verhältnisse beeinflussen über die Faktoren Wassermenge und Wasserqualität maßgeblich die Trophie des Standortes und wirken sich somit unmittelbar auf die Vegetation dieser Standorte aus.

Torflandschaften sind Landschaftseinheiten, in denen zwar Torfe das oberflächennahe Substrat bilden, eine aktive Torfbildung aufgrund hydrologischer Veränderungen jedoch nicht mehr stattfindet (TREPEL 2000). Ursachen für die hydrologischen Veränderungen können sowohl klimatische wie auch anthropogene Einflüsse sein. In Schleswig-Holstein haben großflächige Entwässerungsmaßnahmen insbesondere in den letzten zwei Jahrhunderten die Torfbildung in allen Naturräumen weitgehend unterbrochen. Torflandschaften sind durch negative Stoffbilanzen gekennzeichnet. Bei dem entwässerungsbedingten Abbau der organischen Substanz werden langfristig in Form von Torf festgelegte Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen durch aerobe mikrobielle Prozesse freigesetzt, die zu einer Belastung der Atmosphäre und der Gewässer führen (z.B. PFADENHAUER 1999; TREPEL 2000; SUCCOW & JOOSTEN 2001).

Torfe entstehen im wassergesättigten Milieu durch Akkumulation unvollständig zersetzten Pflanzenmaterials. Unter anaeroben Bedingungen werden in Form von Torf überwiegend die Reste der unterirdischen Biomasse konserviert. Eine weitere Untergliederung und Ansprache von Torfen erfolgt häufig entweder nach botanischen oder nach bodenkundlichen Gesichtspunkten. Aufgrund der unterschiedlichen physikalischen Struktur und der chemischen Zusammensetzung der im Torf vorhandenen Vegetationsreste unterscheiden sich Torfe in ihren physikalischen (z.B. Durchlässigkeit) und ihren chemischen Eigenschaften

(z.B. C/N-Verhältnisse). Diese Eigenschaften beeinflussen sowohl die Hydrologie wie auch die Trophie von Moorstandorten.

Im deutschsprachigen Raum werden Moore und Torflandschaften vorwiegend nach drei Ansätzen typisiert: Bodenkundliche Systematik (AG BODEN 1994), hydrogenetische Moortypen (SUCCOW 1988; SUCCOW & JOOSTEN 2001) und ökologische Moortypen (SUCCOW 1988; SUCCOW & JOOSTEN 2001). Die pflanzensoziologische Systematik bietet darüber hinaus einen im Naturschutz und in der Vegetationskunde verbreiteten, vierten Klassifizierungsansatz an (vgl. z.B. DIERßEN et al. 1988; POTT 1995). Die Entstehung von Mooren und deren Typisierung beschreibt DIERßEN (2000).

Im folgenden werden diese Gliederungsansätze kurz vorgestellt und ihre Eignung im Hinblick auf die qualitative und quantitative Ableitung von Nährstoffretentionspotentialen diskutiert. Eine detaillierte Beschreibung dieser Ansätze ist der angegebenen Literatur zu entnehmen.

Moore in der bodenkundlichen Systematik

In der *bodenkundenkundlichen Systematik* bilden Moore eine eigene Abteilung mit zwei Klassen den natürlichen Mooren und den kultivierten Mooren. Bodenkundlich sind Böden als Moore definiert, wenn diese aus mindestens 3 dm mächtigen Torfhorizonten bestehen und der Anteil der organischen Substanz größer als 30 % ist.

Nach der bodenkundlichen Systematik zeigen *Natürliche Moore* noch ihren ursprünglichen Profilaufbau. Die Wasser-, Gefüge- und Nährstoffdynamik dieser Standorte ist hingegen meistens durch Entwässerungs- und Nutzungsmaßnahmen verändert worden. Die Klasse Natürliche Moore wird anhand der im Profil gefundenen und im Feld ansprechbaren Pflanzenreste in zwei Bodentypen untergliedert, den Typ Niedermoor (HN) und den Typ Hochmoor (HH). Die weitere Untergliederung in Subtypen (Norm-Niedermoor; Kalkniedermoor; Übergangsniedermoor) erfolgt anhand der Basenverhältnisse sowie der im Torf vorhandenen Pflanzenreste.

Durch Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung haben sich die physikalischen und chemischen Eigenschaften vor allem der obersten Horizonte zum Teil irreversibel gegenüber den anthropogen unbeeinflussten Horizonten verändert. Diese Veränderungen sind im Profil anhand von Vererdungs-, Mulm- oder Murschhorizonten im Gelände erkenn- und kartierbar.

Der Klasse *Kultivierte Moore* werden Standorte zugeordnet, deren Profilaufbau künstlich, d. h. durch anthropogenes Handeln, verändert wurde, wie zum Beispiel die Sanddeckkultur, die Fehnkultur oder die Sandmischkultur.

Die Bodenkundliche Kartieranleitung schlägt für die weitere Gliederung von Moorböden folgende Merkmale vor: die Moormächtigkeit in Mächtigkeitsstufen, die Differenzierung in natürliche oder anthropogene mineralische Überdeckungen, den Zersetzungsgrad der Torfe, die hydrologischen Moortypen, die Gefügestruktur oder den Grad der Entwässerung.

Anhand von bodenkundlichen Profilbeschreibungen kann das Risiko für Stoffausträge und Stoffretention durch Zuordnung von bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften qualitativ auf der Standortebene bewertet werden (AG BODEN 1994). Eine

GIS-gestützte Anwendung dieser Bewertungsregeln ermöglicht zum Beispiel das Programmpaket DILAMO (REICHE et al. 1999); ähnliche Computerprogramme wurden u.a. vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung entwickelt. Die auf diese Weise erarbeiteten Karten ermöglichen die Bewertung der Nutzungseignung (Risikoabschätzung) auf der Basis von standörtlichen Untersuchungen und Eigenschaften, wobei räumliche (und zeitliche) Einflüsse, wie z.B. Wasser- und Stoffeinträge von benachbarten Flächen, unberücksichtigt bleiben.

Bodenkundliche Daten liefern unverzichtbare Informationen über den Standort, für eine Beurteilung der Funktion von Feuchtgebieten im Stoffhaushalt sind bodenkundliche Methoden alleine nicht ausreichend.

Hydrogentische Moortypen

Der Ansatz der *hydrogenetische Moortypen* geht vor allem auf KULCZYNSKI (1949) zurück und wird ausführlich bei SUCCOW (1988) anhand zahlreicher Beispiele aus Deutschland beschrieben. Die hydrogenetischen Moortypen verknüpfen die geomorphologisch bedingten hydrologischen Verhältnisse mit Aspekten der Moorgenese. Nach SUCCOW (1988) werden im mitteleuropäischen Raum acht hydrogenetische Moortypen unterschieden (Tab. 6): Den regenwassergespeisten Hochmooren (1) stehen die nährstoffreicheren Niedermoore mit den Typen Verlandungsmoor (2), Versumpfungsmoor (3), Durchströmungsmoor (4), Kesselmoor (5), Quellmoor (6), Hangmoor (7) und Überflutungsmoor (8) gegenüber; Überflutungsniedermoore werden je nach Herkunft des Überflutungswassers weiter in Küsten- und Auenüberflutungsniedermoore untergliedert.

Tab. 6: Hydrogenetische Moortypen und ihre Abhängigkeit vom Wasserregime (nach SCHOPP-GUTH 1999)

Niedermoore (Grundwassermoore)		Regenmoore
- Entstehung unter dem Einfluß von mineralstoffreichem Grund- und Oberflächenwasser → <u>minerogen</u> - Moorwasserspiegel bestimmt durch Grund- und Oberflächenwasser		- Entstehung durch mineralstoffarmes Niederschlagswasser → <u>ombrogen</u> - eigener grundwasserunabhängiger Moorwasserspiegel
TOPOGEN: gekennzeichnet durch stehendes Wasser	SOLIGEN: gekennzeichnet durch fließendes Wasser	
Verlandungsmoor Versumpfungsmoor Kesselmoor	Quellmoor Hangmoor Durchströmungsmoor	Regenmoor
Überflutungsmoor (periodisch überflutet)		

Die hydrogenetische Typisierung basiert auf den hydrologischen Verhältnissen eines lebenden Moores, wobei Rückkoppelungsprozesse zwischen Vegetation und Hydrologie die Strömungsverhältnisse und Trophie im Laufe der Sukzession beeinflussen (COUWENBERG &

JOOSTEN 1999). Hydrogenetische Moortypen weisen aufgrund der Bindung an geomorphologische Verhältnisse eine enge naturräumliche Bindung auf. Kennzeichnend für das stark reliefierte Jungmoränengebiet sind zum Beispiel eine Vielzahl von Verlandungs- und Kesselmooren. Entwässerung und wasserwirtschaftliche Maßnahmen wirken sich sowohl auf die Anströmverhältnisse wie auch die Fließwege im Moor aus. Daher müssen die aktuellen hydrologischen Verhältnisse und Fließwege nicht in jedem Fall den Verhältnissen während der Moorbildung entsprechen. Hydrogenetische Moortypen werden anhand von stratigraphischen Untersuchungen entlang von Transekten bestimmt. SUCCOW & LANGE (1984) geben einen Überblick über den Profilaufbau typischer nordostdeutscher, hydrogenetischer Moortypen. Einen vorläufigen Kartierschlüssel für hydrogenetische Moortypen unter anthropogen unbeeinflussten Verhältnissen haben JOOSTEN & COUWENBERG (2000) zur Erprobung und Diskussion gestellt. Die Ermittlung des hydrogenetischen Moortyps z.B. anhand von Relief- und Stratigraphieauswertungen ermöglicht die Ableitung des anthropogen unbeeinflussten Zustandes. An diesem Zustand kann der Grad des anthropogen Einflusses auf den Moorstandort beurteilt werden. Allerdings haben sich durch Sackung und Mineralisierung infolge von Entwässerung das Relief sowie bodenphysikalische Eigenschaften verändert, die wiederum die Fließwege im Feuchtgebiet regeln, so daß heute bei Renaturierungsprojekten nicht die historischen hydrologischen sondern die den aktuellen Eigenschaften entsprechenden hydrologischen Verhältnisse zu berücksichtigen sind. Erst im Laufe der Sukzession kann sich dann der vorherige hydrogenetische Zustand als Ergebnis von Selbstorganisationsprozessen mittel- bis langfristig zumindest teilweise wieder einstellen.

Der Ansatz der hydrogenetischen Moortypen berücksichtigt sowohl die landschaftliche Einbindung von Mooren wie auch deren zeitliche Veränderung durch Sukzessionsprozesse. Aus den Informationen über hydrogenetische Moortypen lassen sich qualitative Angaben über die Funktion von hydrologisch ungestörten Mooren im Landschaftswasser- und -stoffhaushalt ableiten. Dies ist bislang allerdings nur ansatzweise erfolgt.

Ökologische Moortypen

Das Konzept der *Ökologischen Moortypen* klassifiziert Moore anhand der Basen- und Nährstoffversorgung (SUCCOW 1988). Im allgemeinen werden 5 ökologische Moortypen unterschieden. In Tabelle 7 ist die Verknüpfung zwischen ökologischen und hydrogenetischen Moortypen in Form einer Matrix dargestellt. Die ökologischen Moortypen koinzidieren gut mit pflanzensoziologischen Vegetationseinheiten und sind damit für die Beurteilung des standörtlichen Nährstoffhaushaltes von großer Bedeutung. Das Konzept der ökologischen Moortypen ist ebenso wie die hydrogenetischen Moortypen streng genommen nur für hydrologisch intakte Moore gültig. Insbesondere Entwässerung und landwirtschaftliche Bearbeitungsmaßnahmen wie Kalkung oder Düngung haben die Basen- und Nährstoffversorgung an vielen Moorstandorten equalisiert, so daß die gegenwärtigen Standortseigenschaften im Oberboden nicht zur Ableitung des ökologischen Moortyps geeignet sind. Der ökologische Moortyp läßt sich anhand der botanischen Torfarten rekonstruieren (SUCCOW 1988; SUCCOW & JOOSTEN 2001). Eine direkte Beziehung zwischen

ökologischen Moortypen und räumlichen Wechselwirkungen zwischen Feuchtgebiet und Einzugsgebiet besteht nicht.

Tab. 7: Integrierende Übersicht über Ökologische- und hydrogenetische Moortypen naturnaher Moore. X = kennzeichnet ökologische Moortypen, (X) = beigeordnete ökologische Moortypen. (nach SUCCOW 1988).

	eutroph	mesotroph kalkhaltig	mesotroph subneutral	mesotroph sauer	oligotroph sauer
Quellmoore	X	X	X	X	
Durchströmungsmoore		X	X	X	
Hangmoore	X		X	X	
Überflutungsmoore	X	X			
Verlandungsmoore	X	X	X	X	(X)
Versumpfungsmoore	X		X	X	
Kesselmoore			X	X	(X)
Regenmoore				(X)	X

Die Kenntnis des ökologischen Moortyps ist insbesondere für die Ableitung vegetationskundlicher und naturschutzfachlicher Zielvorstellungen von Bedeutung. Da die Mehrzahl der Moorböden in Schleswig-Holstein entwässert ist, gibt auch dieser Ansatz nur ein Potential wieder.

Moore in der Vegetationskunde

Nach der *pflanzensoziologischen Systematik* befinden sich auf Moorböden eine Vielzahl von Vegetationseinheiten. Wichtige Gliederungsmerkmale stellen dabei zunächst die Vegetationsstruktur (Wälder, Röhrichte, Riede, Wiesen) sowie hydrologische und nährstoffökologische Faktoren dar. Durch Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung kommen auf Moorböden heute in der Regel anthropogen geprägte Ersatzgesellschaften vor, in denen die Vegetationsstruktur überwiegend durch die Nutzungsintensität geprägt wird. Mit zunehmender Hemerobie (Grad der Naturnähe) kann aus der Vegetation auf die hydrologischen und trophischen Standortseigenschaften geschlossen werden. Tabelle 8 gibt eine Übersicht der auf Niedermoorböden vorkommenden pflanzensoziologischen Einheiten. Ausführliche Beschreibungen der Vegetationseinheiten für Grünland und Seggenrieder auf Niedermoorböden geben SCHRAUTZER & WIEBE (1993); die Vegetation der Erlenbruchwälder und ihrer Degenerationsstadien beschreibt WIEBE (1998). Vollständige Zusammenstellung der Pflanzengesellschaften geben z.B. DIERßen et al. (1988) für Schleswig-Holstein und POTT (1995) für Deutschland.

Tab. 8: Pflanzensoziologische Übersicht der Vegetation auf Niedermoorböden (aus TREPEL 1996)

<u>a) ursprüngliche und naturnahe Niedermoorvegetation</u>	
Klasse Phragmitetea australis (Schilfröhrichte und Großseggenrieder)	
Ordnung Phragmitetalia australis	
Verband Phragmition australis (Schilfreiche Verlandungsröhrichte)	
Verband (Magno)Caricion elatae (Großseggenrieder)	
Klasse Scheuchzerio-Caricetea nigrae	
Ordnung Scheuchzerietalia palustris	
Verband Rhynchosporion albae (Schnabelried-Schlenken)	
Verband Caricion lasiocarpae (Fadenseggen-Schwingdecken)	
Ordnung Caricetalia nigrae	
Verband Caricion nigrae (Wiesenseggen-Gesellschaften)	
Ordnung Caricetalia davallianae	
Verband Caricion davallianae (kalkoligotraphente Kleinseggengesellschaften)	
Klasse Salicetea purpureae (Silberweiden-Auenwälder)	
Ordnung Salicetalia purpureae	
Verband Salicion albae	
Klasse Alnetea glutinosae (Erlen- und Weidenbruchwälder)	
Ordnung Alnetalia glutinosae	
Verband Alnion glutinosae (Erlenbruchwälder)	
Ordnung Salicetalia auritae	
Verband Salicion cinereae (Weidengebüch-Bruchwälder)	
<u>b) anthropogen bedingte Vegetation auf Niedermoorböden</u>	
Klasse Molinio-Arrhenatheretea	
Ordnung Plantaginietalia majoris	
Verband Cynosurion (Wirtschaftsweiden)	
Ordnung Agrostietalia stoloniferae	
Verband Agropyro-Rumicion (Flutrasen-Gesellschaften)	
Ordnung Molinietaalia caerulea	
Verband Molinion caerulea (Streuwiesen)	
Verband Calthion palustris (Sumpfdotterblumen-Feuchtwiesen)	
Verband Filipendulion ulmariae (Mädesüß-Hochstaudenflur)	
ranglos: Molinio-Arrhenatheretea-Basalgesellschaft	
Klasse Querco-Fagetea	
Ordnung Fagetalia sylvaticae	
Verband Alno-Ulmion (grund- und hangwassergeprägte Laubwälder)	

Die herkömmlichen Typisierungsansätze liefern zwar eine Fülle von Informationen über den Standort, für die (halb-quantitative bis quantitative) Bewertung der Funktion von Feuchtgebieten im Landschaftsstoffhaushalt werden allerdings die hydrologische Einbindung von Feuchtgebieten in die Landschaft sowie die hydrologischen Verhältnisse im Feuchtgebiet selbst zu wenig berücksichtigt. Daher wird im Rahmen dieses Forschungsvorhaben ein neuer Ansatz entwickelt, der sowohl die hydrologische Anbindung von Feuchtgebieten an ihr Einzugsgebiet sowie die unterschiedlichen hydrologischen Verhältnisse im Feuchtgebiet abbilden kann. Dieser Gliederungsansatz wird *Pfad-Transformation-Konzept* genannt und im folgenden vorgestellt.

3 Das Pfad-Transformations-Konzept

3.1 Hydrologische und hydrochemische Grundlagen

Feuchtgebiete bieten einen idealen Ansatzpunkt für ein flächendeckendes Einzugsgebietsmanagement mit dem Ziel, die stoffliche Belastungen des Gewässersystems zu reduzieren. In Feuchtgebieten bieten sich im Vergleich zum grundwasserfernen Einzugsgebiet und dem Gewässer selber relativ einfache und räumlich begrenzte Möglichkeiten in die Wasserpfade aktiv einzugreifen. (Die Einfachheit der Wasserregulierung in grundwasserbeeinflussten Niederungen ist auch die Ursache für die flächendeckende Entwässerung und Trockenlegung der Landschaften Westeuropas.) Ein Management von grundwassernahen Niederungen im Sinne eines Stoffrückhaltes zielt auf eine Verminderung der Mineralisationsraten, eine Erhöhung der Transformationsprozesse insbesondere der Denitrifikation und eine Verlängerung der Verweilzeiten des Wasser und der Stoffe in der Niederung ab. Ein solches Management ist nur bei genauer Kenntnis der räumlichen Einbindung von Feuchtgebieten in die Landschaft möglich.

Das Pfad-Transformations-Konzept beschreibt Feuchtgebiete¹ anhand der quantitativen Anteile unterschiedlicher Wasserzuflüsse.

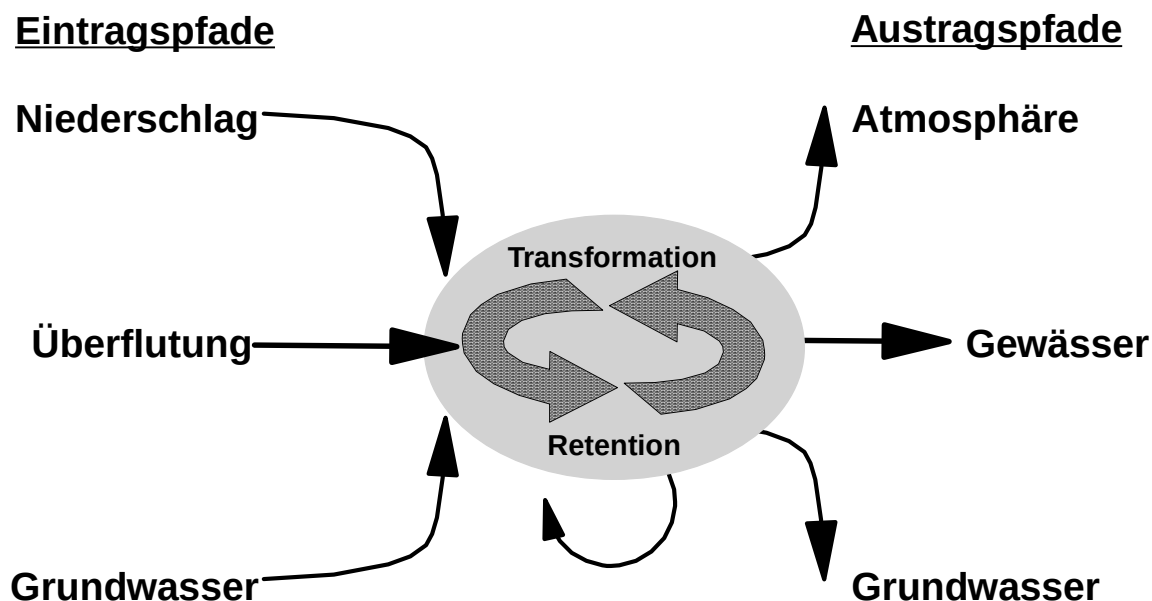


Fig. 7: Elemente und räumliche Interaktionen im Pfad-Transformations-Konzept.

¹ Der Begriff 'Feuchtgebiet' enthält alle semi-aquatischen und semi-terrestrischen Ökosysteme und ist damit weiter als der Begriff 'Niedermoor', der nur Standorte mit unter mineralogenen Bedingungen gebildeten Torfen umfaßt. In der Landschaft führen die geomorphologischen Verhältnisse zu einer engen Verzahnung unterschiedlicher Feuchtgebietstypen, so daß sich Komplexe mit räumlich wechselnden hydrologischen und hydrochemischen Bedingungen ausbilden.

Das Pfad-Transformations-Konzept betrachtet Feuchtgebiete als Schnittstellen (Ökotone) zwischen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen, in denen in Abhängigkeit von den Feuchteverhältnissen semi-terrestrische oder semi-aquatische Ökosysteme vorherrschen (Abbildung 7). Das Pfad-Transformations-Konzept berücksichtigt nicht nur die einzelnen Fließwege aus dem grundwasserfernen Einzugsgebiet zur Niederung, sondern auch die an die Fließwege in der Niederung gekoppelten Transformations- und Retentionsprozesse und schließlich auch die entsprechenden Austragspfade.

Feuchtgebiete erhalten ihre Wasserzuflüsse allgemein über das Gewässernetz bei Überflutung, über die Niederschläge, die auf die Feuchtgebietsfläche fallen, und über lateral zuströmendes Grundwasser (Abb. 8).

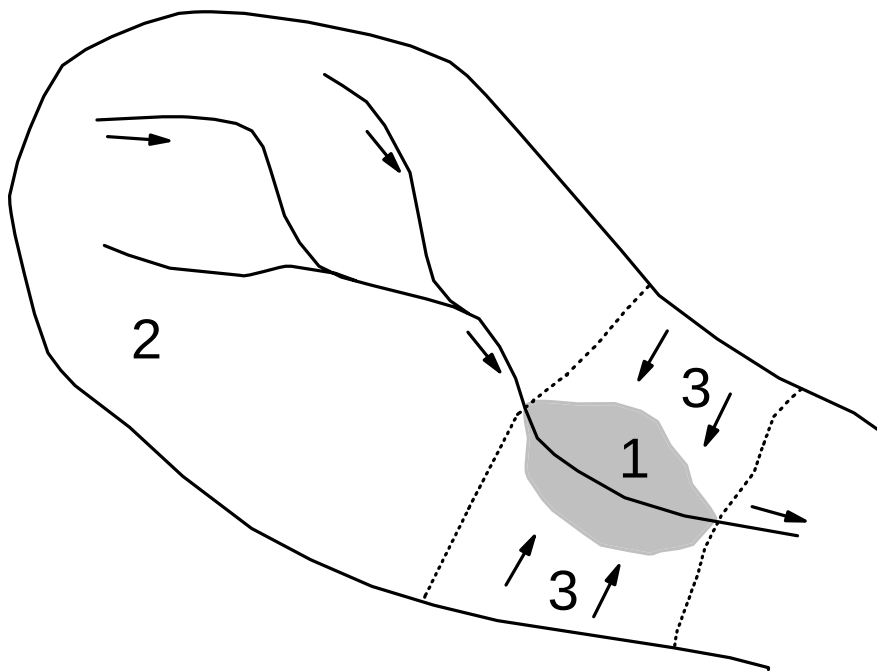


Fig. 8: Raumeinheiten im Pfad-Konzept: 1: Feuchtgebietsfläche, 2: oberirdische Einzugsgebietsfläche und 3: Grundwassereinzugsgebiet des Feuchtgebiets.

Die Eintragspfade aus dem Grundwassereinzugsgebiet lassen sich dabei weiter unterteilen, so daß sich folgende - vereinfachende - Aufstellung der Wassereintragspfade für Feuchtgebiete ergibt:

- Fließgewässerzufluß (Überflutung)
- Netto-Wasserspeisung durch Niederschlagsüberschuß in der Niederung
- lateral zufließende Wassermengen, differenzierbar in:
 - Landoberflächenabfluß von angrenzenden Hängen
 - Interflow von angrenzenden Hängen
 - Zufluß über Hangdrainagen
 - oberflächennaher Grundwasserzustrom mit überwiegend oxischem Milieu
 - Grundwasserzustrom mit überwiegend anoxischem Milieu
 - Grundwasserzustrom aus tiefer liegenden grundwasserführenden Schichten.

Die Eintragspfade unterscheiden sich in ihren Stoffkonzentrationen, die aus unterschiedlich langen Verweilzeiten und daran geknüpften konzentrationsverändernden Prozessen resultieren. Die hydrologischen und hydrochemischen Verhältnisse eines Feuchtgebietes ergeben sich zunächst aus den Mischungsverhältnissen der über die einzelnen Eintragspfade eingetragenen Wasser- und Stoffmengen. Beispielsweise sind Hochmoore rein Regenwasser gespeist, in Quellmooren erfolgt der quantitativ bedeutsamste Wasserzufluß über den lateralen Grundwasserpfad und in Überflutungsmooren über zufließendes Flußwasser. Anthropogene Veränderungen der Fließwege durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen verändern die jeweiligen Anströmverhältnisse und damit auch die mit dem Eintragspfad eingetragenen Wasser- und Stoffmengen. Beispielsweise ist in anthropogen unbeeinflussten Anströmsituationen der Anteil des Interflows oder des jungen, oxischen Grundwassers größer als bei gedrännten Flächen, von denen dann vermehrt Zuflüsse über Hangdränagen erfolgen.

Zur Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Feuchtgebiet sowie zur Berechnung der Transformationsleistung werden Angaben über die Stoffkonzentrationen der jeweiligen Eintragspfade benötigt. Aus der Multiplikation der zufließenden Wassermengen mit den entsprechenden Stoffkonzentrationen wird die pfadspezifische Fracht berechnet.

Neben den Eintragspfaden wird in dem Pfad-Transformations-Konzept zwischen unterschiedliche Austragspfaden vom Feuchtgebiet zum Gewässer differenziert; Beispiele für mögliche Austragspfade sind u.a.:

- Sättigungsabfluß inklusive des Überlaufs von lokalen Muldenspeichern
- Abfluß über Entwässerungsgräben (anthropogen beeinflusst)
- Abfluß über Dränagen (anthropogen beeinflusst)
- Abfluß von oberflächennahem Grundwasser, das mit dem Niederungssickerwasser in Kontakt geraten ist
- Entlastung von durch die Niederung unbeeinflussten Grundwasser als Bypasspfad (überwiegend anthropogen beeinflusst)

Die obige Differenzierung der Austragspfade unterscheidet zwischen anthropogen unbeeinflussten und entwässerten Verhältnissen im Feuchtgebiet. Gegenüber anderen Ansätzen zeichnet sich das Pfad-Transformations-Konzept dadurch aus, daß es sowohl eine differenzierte Abbildung der Anströmverhältnisse zum Feuchtgebiet sowie auch der Strömungsbedingungen innerhalb des Feuchtgebietes erlaubt und den Grad der anthropogen bedingten, wasserwirtschaftlichen Überformung abbilden kann.

Die Austragspfade unterscheiden sich hinsichtlich der physikalischen und hydrochemischen Bedingungen, insbesondere der Fließgeschwindigkeit und Potentiale für biochemische Abbauprozesse. Daher werden in dem Pfad-Transformations-Konzept den einzelnen Austragspfaden spezifische Transformationskoeffizienten zugeordnet, die auf Messungen, Literaturwerten oder Expertenbewertungen beruhen können. Über hydrochemische Meßprogramme zu den jeweiligen Ein- und Austragspfaden können die spezifischen Stoffkonzentrationen erhoben und so die Transformationskoeffizienten kalibriert werden.

Der hier vorgestellte Ansatz kann in Form eines Matrixsystems mathematisch für mittlere jährliche Verhältnisse als 'steady state Massenbilanz-Ansatz' zusammengefaßt werden und erlaubt so eine Quantifizierung der Stoffretention entlang unterschiedlicher Pfade. In Form von Management-Szenarien können die Auswirkungen von veränderten Anströmverhältnissen und damit Fließbedingungen im Feuchtgebiet auf die Stoffretention prognostiziert werden.

3.2 Mathematische Grundlagen

Das Pfad-Transformations-Konzept ermöglicht die Quantifizierung von Transformationsprozessen (Retention / Mobilisation) entlang unterschiedlicher Eintrags- und Austragspfade in dem System laterales Einzugsgebiet - Feuchtgebiet - Gewässer. Der Ansatz läßt sich mathematisch als System von Matrizen darstellen, die folgende Struktur haben (Abb. 9):

$$\begin{array}{ccccc}
 \text{Vektoren} & & \text{Matrixen} & & \text{Vektoren} \\
 \mathbf{a} & \mathbf{b} & \mathbf{C} & \mathbf{D} & \mathbf{e} \quad \mathbf{f} \quad \mathbf{g} \\
 \begin{pmatrix} a_1 \\ a_2 \\ a_3 \\ \dots \\ \dots \\ a_n \end{pmatrix} & \begin{pmatrix} b_1 \\ b_2 \\ b_3 \\ \dots \\ \dots \\ b_n \end{pmatrix} & \begin{pmatrix} c_{11} & c_{12} & \dots & c_{1m} \\ c_{21} & c_{22} & \dots & c_{2m} \\ c_{31} & c_{32} & \dots & c_{3m} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ c_{n1} & c_{n2} & \dots & c_{nm} \end{pmatrix} & \begin{pmatrix} d_{11} & d_{12} & \dots & d_{1m} \\ d_{21} & d_{22} & \dots & d_{2m} \\ d_{31} & d_{32} & \dots & d_{3m} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ d_{n1} & d_{n2} & \dots & d_{nm} \end{pmatrix} & \begin{pmatrix} e_1 \\ e_2 \\ e_3 \\ \dots \\ \dots \\ e_m \end{pmatrix} \quad \begin{pmatrix} f_1 \\ f_2 \\ f_3 \\ \dots \\ \dots \\ f_m \end{pmatrix} \quad \begin{pmatrix} g_1 \\ g_2 \\ g_3 \\ \dots \\ \dots \\ g_m \end{pmatrix}
 \end{array}$$

Fig. 9: Wasser- und Stofftransformations-Matrix zur pfadbezogenen Quantifizierung der Ein- und Austragspfade zwischen lateralem Einzugsgebiet, Feuchtgebiet und Gewässer.

Die in Abbildung 9 dargestellte Struktur des Matrizenmodells besteht aus 5 Vektoren (Kleinbuchstaben) und zwei Matrixen (Großbuchstaben):

- Eingabe: Feuchtgebiets-Input-Vektor: *Wasserzustrom*
(**a**: n*1); m³ a⁻¹,
- Eingabe: Feuchtgebiets-Input-Vektor: *Stoffkonzentrationen*
(**b**: n*1); mg l⁻¹,
- Eingabe/Vorgabe: *Wasserverteilungsmatrix* (verteilt Input auf Outputpfade)
(**C**: n*m); ohne Dimension,
- Eingabe/Vorgabe: *Stofftransformationsmatrix*
(**D**: n*m); ohne Dimension,
- Ergebnis: Feuchtgebiets-Output / Gewässer-Input-Vektor: *Wasserabstrom*
(**e**: m*1); m³ a⁻¹,
- Ergebnis: Feuchtgebiets-Output / Gewässer-Input-Vektor: *Stoffkonzentration*
(**f**: m*1); mg l⁻¹,

- Ergebnis: Feuchtgebiets-Output / Gewässer-Input-Vektor: *diffuse Stoffbelastung* (g : $m \cdot 1$); $kg \cdot a^{-1}$.

Der Ergebnis-Vektor e wird durch die Multiplikation der Matrix C mit dem Vektor a berechnet: Die Multiplikation der Matrizen kann durch folgende Gleichung für die Wasserpfade aus der Niederung beschrieben werden:

$$e_k = \sum_{i=1}^m c_{ik} \cdot a_i \quad 1)$$

mit der Anzahl der Austragspfade k

$k = 1 \dots m$.

Mit den oben definierten Vektoren, Matrizen und Produkten läßt sich der Stoffaustrag aus der Niederung wie folgt berechnen:

$$g_k = \sum_{i=1}^m c_{ik} \cdot d_{ik} \cdot a_i \cdot b_i \quad 2)$$

mit der Anzahl der Austragspfade k

$k = 1 \dots m$.

Die Umsetzung der Matrizenberechnung erfolgte mit dem Tabellenkalkulationsprogramm Microsoft Excel, das Arbeitsblatt ist dem Bericht als CD im Anhang beigelegt.

Fehlerabschätzung als Sensitivitätsanalyse

Für eine ernsthafte Analyse der Auswirkungen von Umweltveränderungen in Form von Szenario-Rechnungen im Rahmen beispielsweise der Gewässergütesimulation ist eine Sensitivitätsanalyse (Fehlerabschätzung) ein unabdingbarer Arbeitsschritt (RECKHOW 1994).

Daher ist es notwendig, daß das oben vorgestellte Matrixenmodell durch einen Ansatz zur Fehlerabschätzung ergänzt wird, da alle Werte für die Eingabeparameter in den Vektoren und Matrizen auf der rechten Seite der Gleichung 2 mit Unsicherheiten behaftet sind

Angenommen die Variable u sei eine Funktion der Variablen x, y, z d. h. $u = f(x, y, z)$ und unter der Annahme, daß diese Variablen unabhängig voneinander sind, läßt sich der Fehler auf einfache Weise mit der Fehlerfortpflanzungsformel (3) quantifizieren:

$$\sigma_u = \sqrt{\left(\left(\frac{\partial u}{\partial x}\right)_{y,z} \cdot \sigma_x^2 + \left(\frac{\partial u}{\partial y}\right)_{x,z} \cdot \sigma_y^2 + \left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)_{x,y} \cdot \sigma_z^2} \quad 3)$$

In Gleichung 3) steht

σ_i für die Standardabweichung der Variablen und

∂ wird für deren partielle Ableitungen verwendet.

Wird die Fehlerfortpflanzungsformel 3) bei der Berechnung des Ergebnis-Vektors g nach Gleichung 2) angewendet und das Ergebnis in eine allgemeine Form überführt, zeigt sich, daß der Fehler σ_g mit folgender Formel berechnet werden kann:

$$\sigma_g = \frac{1}{1000} \cdot \sqrt{\left[\frac{[(CE \cdot CE)(D \cdot D)] \cdot [(a \cdot a)(b \cdot b)] + [(C \cdot C)(DE \cdot DE)] \cdot [(a \cdot a)(b \cdot b)]}{[(C \cdot C)(D \cdot D)] \cdot [(ae \cdot ae)(b \cdot b)] + [(C \cdot C)(D \cdot D)] \cdot [(a \cdot a)(be \cdot be)]} \right]} \quad 4)$$

In Gleichung 4 sind CE und DE die "Fehler-Matrizen" der Matrizen C bzw. D. Sie geben den Standardfehler der jeweiligen Werte in den Matrizen an. In gleicher Weise geben die Terme ae und be den Standardfehler der Werte in den Eingabevektoren a und b wider.

Daher kann der Fehler für den Ergebnis-Vektor g wie folgt angegeben werden:

$$g \pm \sigma_g \quad 5)$$

Es ist offensichtlich, daß eine genaue Angabe der Koeffizienten mit detaillierten Fehlern in dem oben dargestellten Matrizenmodell nicht praktikabel ist; für eine Fehlerabschätzung werden die zu erwartenden Eingabefehler in folgende Klassen eingeteilt: I) 5% Abweichung vom gegebenen Mittelwert für die Koeffizienten in a_i , b_i , c_{ij} , d_{ij} ; II): 10%; III): 20%; IV): 50%; V): 100%. Auf diese Weise können die Fehler für die Werte in den Eingabevektoren und Matrizen, an die entsprechenden Unsicherheiten und Erkenntnislücken angepaßt, vorgegeben werden. Die Fehlerberechnung kann vereinfacht mit dem Tabellenkalkulationsprogramm Microsoft Excel oder genauer durch Zurückgreifen auf spezielle mathematische Programmsysteme wie MATLAB durchgeführt werden.

3.3 Anwendbarkeit des Pfad-Transformations-Konzeptes in der Praxis

Die Effektivität eines ökohydrologischen Managements kann über die Veränderung der Wasserverteilungsmatrix berücksichtigt werden. Das Beispiel in Tabelle 9 zeigt eine hypothetische Wasserverteilungsmatrix für eine 3 mal 3 Matrix. Das heißt, es werden drei Eintragspfade und drei Austragspfade unterschieden. In dem Beispiel erfolgt der Wasserzustrom über die Pfade **U** - Umgebungswasserzustrom, **G** - Fließgewässerzufluß und **N** - Netto-Niederschlagsüberschuß der Niederung, der Abfluß aus dem Feuchtgebiet erfolgt über die drei Austragspfade **DR** - Dränagen, **SA** - Sättigungsabfluß an der Bodenoberfläche und **DU** laterale Durchströmung der gesättigten Bodenzone.

In dem Beispiel nimmt der Einfluß der Drainagen DR von 0.8 über 0.5 bis auf 0 ab. Im Fall a (vgl. Abb. 10) wird das lateral zufließende Umgebungswasser nahezu vollständig über Drainagen abgeführt. Die tiefe Dränung des Feuchtgebiets ist gleichzeitig mit der Reduzierung der beiden weitem Austragspfade (Sättigungsabfluß an der Oberfläche und laterale Durchströmung) verbunden.

Tab. 9: Hypothetisches Beispiel für die Abbildung veränderter Anströmverhältnisse in der Wasserverteilungsmatrix im Rahmen eines ökohydrologischen Managements; mit den Eintragspfaden U: Umgebungswasserzufluß aus dem seitlichen Einzugsgebiet, G: Fließgewässerzufluß und N: Netto-Niederschlagsüberschuß sowie den Austragspfaden DR: Drainagen, SA Sättigungsabfluß and der Bodenoberfläche und DU: Durchströmung der gesättigten Bodenzone.

a: tief dräniert				b: schwach entwässert				c: naturnah			
	DR	SA	DU		DR	SA	DU		DR	SA	DU
U	0.8	0.2	0	U	0.5	0.3	0.2	U	0	0.4	0.6
G	0.3	0.6	0.1	G	0.2	0.6	0.1	G	0	0.7	0.3
N	0.6	0.3	0.1	N	0.4	0.3	0.3	N	0	0.6	0.4

Das Beispiel b zeigt eine Wasserverteilungsmatrix unter der Annahme einer nur schwachen Entwässerung zum Beispiel über Grübensysteme. Der Umgebungswasserzufluß wird nur noch zur Hälfte über das Grabensystem abgeführt und fließt statt dessen zu jeweils etwa gleichen Anteilen als Sättigungsabfluß an der Oberfläche bzw. in der obersten Torfschicht ab. Gleichzeitig verschieben sich die Verteilungskoeffizienten der übrigen Eintragspfade hin zu den naturnäheren Abflußvarianten. Das Beispiel c zeigt die Wasserverteilungsmatrix für natürliche Anströmungsverhältnisse. Lateral zufließendes Umgebungswasser wird zu etwas mehr als einem Drittel über Sättigungsabfluß und zu Zweidrittel durch Durchströmung abgeführt.

In Abbildung 10 sind die dem oben genannten Beispiel entsprechenden Anströmverhältnisse zwischen Grundwassereinzugsgebiet und der Niederung dargestellt. Die Anströmverhältnisse können durch die Entscheidung über Lage und Ausgestaltung von Gräben und Dränagen aktiv beeinflußt werden.

Wissenschaftlich ist das hohe Transformationspotential solcher grundwasserbeeinflusster Talniederungen zum Beispiel durch die langjährigen hydrologischen und biogeochemischen Untersuchungen in dem Quellmoorkomplex bei Voldby im Einzugsgebiet der Gjærn Au sehr gut belegt (PALUDAN & BLICHER-MATHIESEN 1996, BLICHER-MATHIESEN et al. 1998, HOFFMANN et al. 2000). In diesem Quellmoor strömt das Grundwasser am Hangfuß der vermoorten Niederung auf einer knapp 10 m langen Fließstrecke an die Geländeoberfläche, während dieser Passage kommt das nitratreiche Grundwasser (Nitrat-N Konzentrationen von etwa 20 mg l⁻¹) unter anaeroben Bedingungen in Kontakt mit den im Torf gebunden Kohlenstoffverbindungen. Diese günstigen hydrochemischen Bedingungen führen dazu, daß das anströmende Nitrat bereits nach knapp 10 Meter Fließstrecke nahezu vollständig denitrifiziert wurde und überwiegend als N₂ gasförmig aus dem System entweicht. Die dänischen Untersuchungen sind damit ein Musterbeispiel für die Stickstoffretention in Pufferzonen.

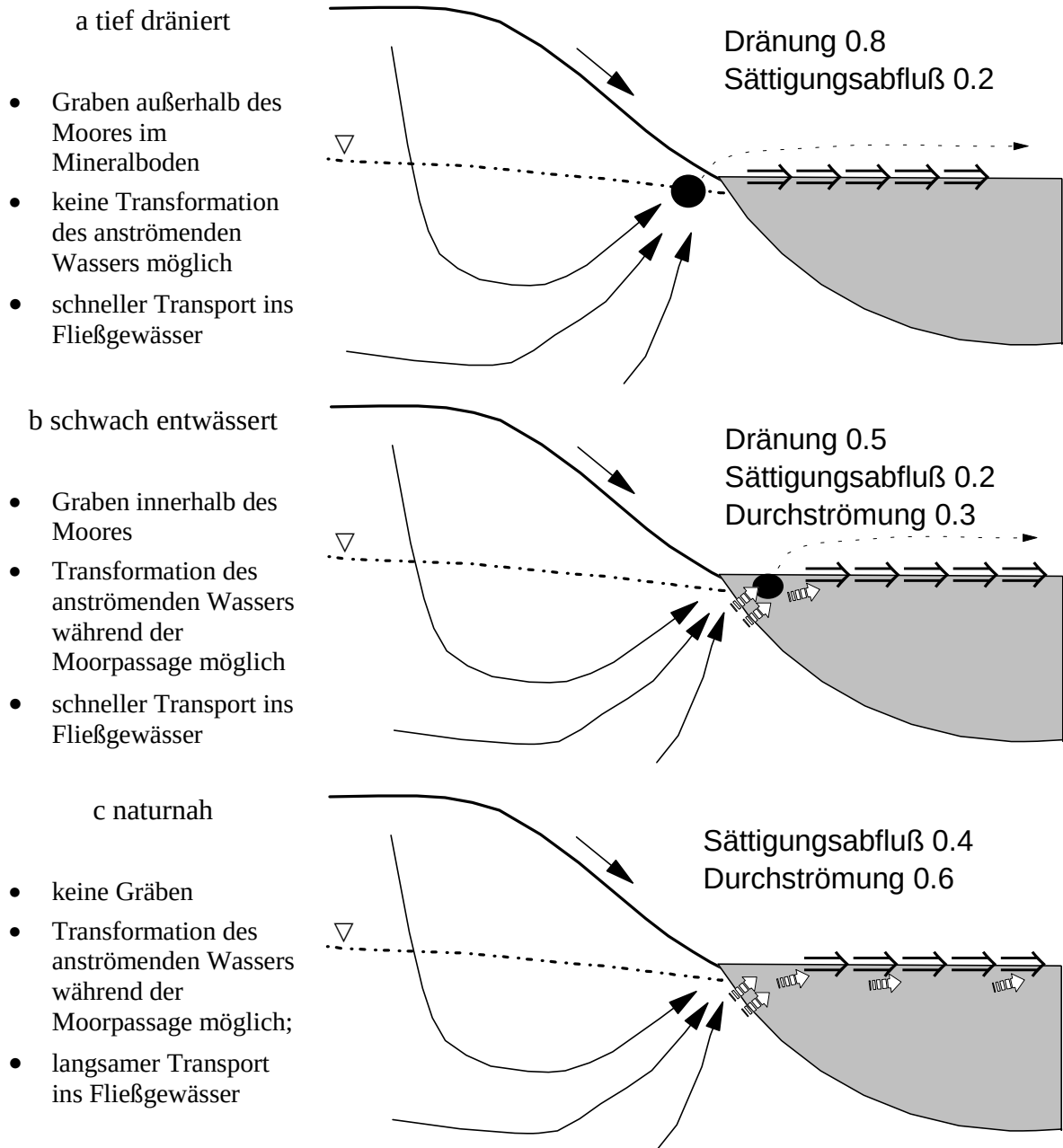


Fig. 10: Ökohydrologisches Management von Fließwegen in Talniederungen am Beispiel des lateraler Grundwasserzustroms.

4 Datengrundlagen zur Anwendung des Matrixmodells in Schleswig-Holstein

Die für die Anwendung des Pfad-Transformations-Konzeptes notwendigen Eingabedaten werden über einfache, hier dokumentierte Ableitungsregeln ermittelt. Die Eingabedaten können entweder mit entsprechenden hydrologischen und hydrochemischen Meßprogrammen erhoben oder einer zu erarbeitenden Wissensbasis übernommen werden. Für die Anwendung im Rahmen der Landesplanung sollen die Eingabedaten vor allem mit Hilfe von einfachen Ableitungsregeln gewonnen werden. Im Rahmen des Werkvertrages wird das Pfad-Transformations-Konzept vordringlich für die Planung als ein Bewertungssystem zur Quantifizierung der Stickstoffretention in den Niedermooren Schleswig-Holsteins entwickelt. Daher werden für das Matrixmodell mittlere jährliche Verhältnisse angenommen, so daß die Eingangsdaten aus vorhandenen Datensätzen übernommen oder abgeleitet werden können. Der räumliche Geltungsbereich des Pfad-Transformations-Konzepts ist das Feuchtgebiet zwischen Einzugsgebiet und Gewässer. Standörtliche Variationen innerhalb des Feuchtgebiets bleiben in der gegenwärtigen Form.

Das Matrixmodell beschreibt die Transformation und Retention von Stickstoff in Feuchtgebieten, der diesen mit dem Niederschlag, Grundwasser und Flußwasser zugeführt wird, mit einem steady-state Massenbilanz-Ansatz. Durch eine veränderte Wichtung der Fließwege zwischen Einzugsgebiet, Niederung und Gewässer kann die Wirksamkeit von wasserwirtschaftlichen Managementmaßnahmen auf den Stickstoffrückhalt in Feuchtgebieten prognostiziert werden.

4.1 Regeln zur Ermittlung der anströmenden Wassermengen

Die aus dem zu bewertenden Feuchtgebiet abfließende Wassermenge ergibt sich aus der Summe aller zu berücksichtigender Wassereintragspfade unter Vernachlässigung von zeitlichen Speicheränderungen. Die vereinfachte Wasserbilanz für Feuchtgebiete bzw. den Wasserabfluß aus den Feuchtgebieten hängt von drei Eingangstermen oder Zuflußtermen ab:

$$Q_{F_{out}} = Q_{G_{in}} + Q_{N_{in}} + Q_{U_{in}}$$

mit

- $Q_{F_{out}}$ = Abfluß aus dem Niedermoor/Feuchtgebiet in $[m^3 a^{-1}]$
- $Q_{G_{in}}$ = Zufluß aus dem oberirdischen Fließgewässereinzugsgebiet in $[m^3 a^{-1}]$
- $Q_{U_{in}}$ = lateraler Zufluß aus dem umgebenden Einzugsgebiet in $[m^3 a^{-1}]$
- $Q_{N_{in}}$ = Netto-Niederschlagsüberschuß der Niederung $[m^3 a^{-1}]$.

In dem Pfad-Transformations-Konzept hat die klimatische Wasserbilanz als flächenspezifischer Abfluß der sich aus der Subtraktion von Niederschlag und Verdunstung berechnet einen zentralen Stellenwert. Auf grundwasserfernen Landflächen wird von einer

mittleren abfließenden Wassermenge von 330 mm a^{-1} ausgegangen. Dieser Wert entspricht einer mittleren täglichen Abflußmenge von $9.04 \text{ l ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ oder 0.0104 l/s km^2 und liegt damit in einer realistischen Größenordnung. Der mittlere tägliche Abfluß der Eider am Pegel Hammer beträgt im Zeitraum von November 1975 bis Oktober 1997 für das 157 km^2 große Einzugsgebiet $9.76 \text{ l ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Der Zufluß aus dem Fließgewässereinzugsgebiet G_{in} ergibt sich durch Multiplikation der Fläche des vorgelagerten Zuflußeinzugsgebietes mit der mittleren jährlichen Abflußmenge. Für die Ermittlung der Einzugsgebietsgröße kann auf das Gewässerkundliche Flächenverzeichnis Schleswig-Holsteins, die Berichte zum Fließgewässerzustand oder auf aus digitalen Höhenmodellen berechnete Einzugsgebietsgrenzen zurückgegriffen werden:

$$QG_{in} = A_G * q$$

mit A_G in ha und $q = 1 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Für den Netto-Niederschlagsüberschuß in dem Feuchtgebiet N_{in} wird eine gegenüber grundwasserfernen Flächen erhöhte Verdunstung angenommen, womit sich die abfließende Wassermenge verringert. In diesem Ansatz wird ein Niederschlagsüberschuß auf Feuchtgebietsflächen von 250 mm a^{-1} angenommen. Dieser Wert entspricht den im Rahmen des Bornhöved Projektes in Feuchtgebieten ermittelten Verhältnissen (KLUGE mdl.). Der entsprechende Feuchtgebietsabfluß ergibt sich aus der Multiplikation des Niederschlagsüberschusses mit der Feuchtgebietsfläche. Die Feuchtgebietsfläche wird der digitalen Moorkarte des Landes Schleswig-Holstein entnommen.

$$QN_{in} = A_N * q$$

mit A_N in ha und $q = 1 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Der Zufluß aus dem lateral an das Feuchtgebiet angrenzende Einzugsgebiet U_{in} ergibt sich aus der Multiplikation der Grundwasserneubildung für grundwasserferne Landflächen mit der angrenzenden Einzugsgebietsfläche. Die Fläche des angrenzenden Einzugsgebiets wird den Gewässerkundlichen Flächenverzeichnissen, wasserwirtschaftlichen Gutachten oder Berechnungen aus dem digitalen Höhenmodell entnommen.

$$QU_{in} = A_U * q$$

mit A_U in ha und $q = 1 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

In dem Pfad-Transformations-Konzept ist der lateral zufließende Anteil entsprechend den geohydrologischen Verhältnissen feiner differenziert vorzugeben. Entsprechend den

geologischen Verhältnissen Schleswig-Holsteins bietet sich eine Differenzierung des lateralen Wasserzustroms in sechs Eintragspfade an:

$$QU_{in} = QU_1 + QU_2 + QU_3 + QU_4 + QU_5 + QU_6$$

mit

- QU_1 = Starkregenzulauf von angrenzenden Hängen
- QU_2 = Interflow von ungedrängten Hangflächen
- QU_3 = Interflow von gedrängten Hangflächen
- QU_4 = Zufluß von oxischem (jungen) Grundwasser
- QU_5 = Zufluß von anoxischem (altem) Grundwasser
- QU_6 = Zufluß aus tieferliegenden Grundwasserleitern.

Die Differenzierung in sechs laterale Zustrompfade ergibt sich aus den mit diesen Fließwegen verknüpften Stoffkonzentrationen. Die Unterscheidung zwischen ungedrängten und gedrängten Hangflächen (QU_2 & QU_3) ermöglicht die vereinfachte Berücksichtigung von angrenzenden Landnutzungen.

Die Berechnung der über den lateralen Grundwasserpfad zufließenden Wassermenge ergibt sich aus der Multiplikation der dem jeweiligen Pfad zugeordneten Fläche (ha) und dem Anteil der entsprechenden Grundwasserneubildung:

$$QU_i = A_{Ui} \cdot q \cdot kc_i$$

mit A_{Ui} in ha

q in $l \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$

kc_i als pfadspezifischer Abflußkoeffizient.

In Tabelle 10 sind die Definitionen für die Grundwasserpfade 1-6 angegeben:

Tab. 10: Definition der Parameter zur Berechnung der einzelnen Grundwasserpfade

Pfad	Flächendefinition	kc_i
QU_1	angrenzende Hänge	0.15
QU_2	angrenzende Hänge	0.85
QU_3	angrenzende Hänge	0.85
QU_4	Fläche zwischen angrenzenden Hängen und 500 m Einzugsgebietsbreite	1
QU_5	Fläche weiter als 500 m Einzugsgebietsbreite entfernt	1
QU_6	spezieller Zufluß bei geologischen Sonderbedingungen	-

Im einzelnen gilt:

QU_1 = Starkregenzulauf von der angrenzenden Hangfläche in $[m^3 \cdot a^{-1}]$, ergibt sich aus der effektiven Hangfläche [ha] und der Annahme, daß 15 % der Grundwasserneubildung dieser Fläche über diesen Pfad abfließt.

QU_2 = Zufluß von der angrenzenden ungedrängten Hangfläche in $[m^3 a^{-1}]$, ergibt sich aus der Annahme, daß 85 % der Grundwasserneubildung dieser Fläche über diesen Pfad abfließt.

QU_3 = Zufluß von der angrenzenden gedrängten Hangfläche in $[m^3 a^{-1}]$, ergibt sich aus der Annahme, daß 85 % der Grundwasserneubildung dieser Fläche über diesen Pfad abfließt.

Ob Hangflächen gedrängt sind, kann aus der Flächennutzung oder entsprechenden wasserwirtschaftlichen Kartenwerken abgeleitet werden. An Feuchtgebiete angrenzende Ackerflächen sind in der Regel gedrängt.

QU_4 = Zufluß von oxischem (jungem) Grundwasser in $[m^3 a^{-1}]$, ergibt sich aus der Annahme, daß bis zu einem Abstand von 500 m vom Feuchtgebiet die Verweilzeiten des Grundwassers geringer und damit die Stoffkonzentrationen höher sind. QU_4 errechnet sich durch Multiplikation der Flächengröße [ha] mit der Grundwasserneubildungsrate für grundwasserferne Landflächen.

QU_5 = Zufluß von anoxischen, altem Grundwasser in $[m^3 a^{-1}]$, ergibt sich aus der Annahme, daß ab einem Abstand von 500 m vom Feuchtgebiet die Verweilzeiten des Grundwassers für einen vollständigen Abbau der Stickstoffverbindungen ausreichend sind. QU_5 errechnet sich durch Multiplikation der Flächengröße [ha] mit der Grundwasserneubildungsrate für grundwasserferne Landflächen..

QU_6 = Zufluß aus dem Liegenden in $[m^3 a^{-1}]$. Unter besonderen geologischen Bedingungen erhalten Feuchtgebiete Zuflüsse aus tieferliegenden Grundwasserschichten. Die zufließenden Wassermengen können u.a. Gutachten zur Grundwasserentnahme oder quantitativen Modellierungen der Grundwasserflüsse entnommen werden.

Prinzipiell können die Eintragspfade zum Feuchtgebiet beliebig weiter differenziert werden. In der Praxis erlauben aber die vorhandenen Datengrundlagen häufig keine genauere Differenzierung.

4.2 Stickstoffkonzentrationen für die unterschiedlichen Eintragspfade

Nach dem Pfad-Transformations-Konzept werden die über unterschiedliche Pfade zufließenden Wassermengen mit den entsprechenden Stoffkonzentrationen multipliziert. Die Stoffkonzentrationen für die einzelnen Pfade können nur mit hohem meßtechnischen Aufwand bestimmt werden. Da dies für Planungszwecke in der Regel nicht zu realisieren ist, werden in dem hier beschriebenen Ansatz typische Stoffkonzentration für die zu unterscheidenden Wässer verwendet. Hierzu wurden folgende Datenquellen ausgewertet:

- Konzentrationen im Niederschlag: LAWAKÜ SH (1995): Ein Jahrzehnt Beobachtung der Niederschlagsbeschaffenheit in Schleswig-Holstein 1985 - 1994. N2
- Konzentrationen im Grundwasser: LANU SH (1997): Bericht zur Grundwasserbeobachtung - Trendmeßnetz 1992 - 1995.

- Konzentrationen im Grundwasser: LANU SH (1999): Beobachtung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Schleswig-Holstein - Basismessnetz 1991 bis 1995.
- Konzentrationen der Fließgewässern LANU SH (mdl.): Wasserqualität von 39 Meßstellen im Einzugsgebiet der Ostsee im Zeitraum 1991 bis 1997 als Excel Arbeitsmappe.
- Konzentrationen der Fließgewässern LANU SH (mdl.): Wasserqualität von 23 Meßstellen im Einzugsgebiet der Nordsee im Zeitraum 1991 bis 1997 als Excel Arbeitsmappe.
- Stickstoff-Konzentrationen im Sickerwasser zweier Ackerstandorte in 1.4 m Tiefe am Belauer See im Zeitraum März 1989 bis Dezember 1994 | Datenbank des Bornhöved Projektes, SCHIMMING, Ökologie-Zentrum Kiel.

Die Ergebnisse dieser Datenauswertung sind zusammenfassend in Abbildung 11 und in den Tabellen 11 - 13 dargestellt.

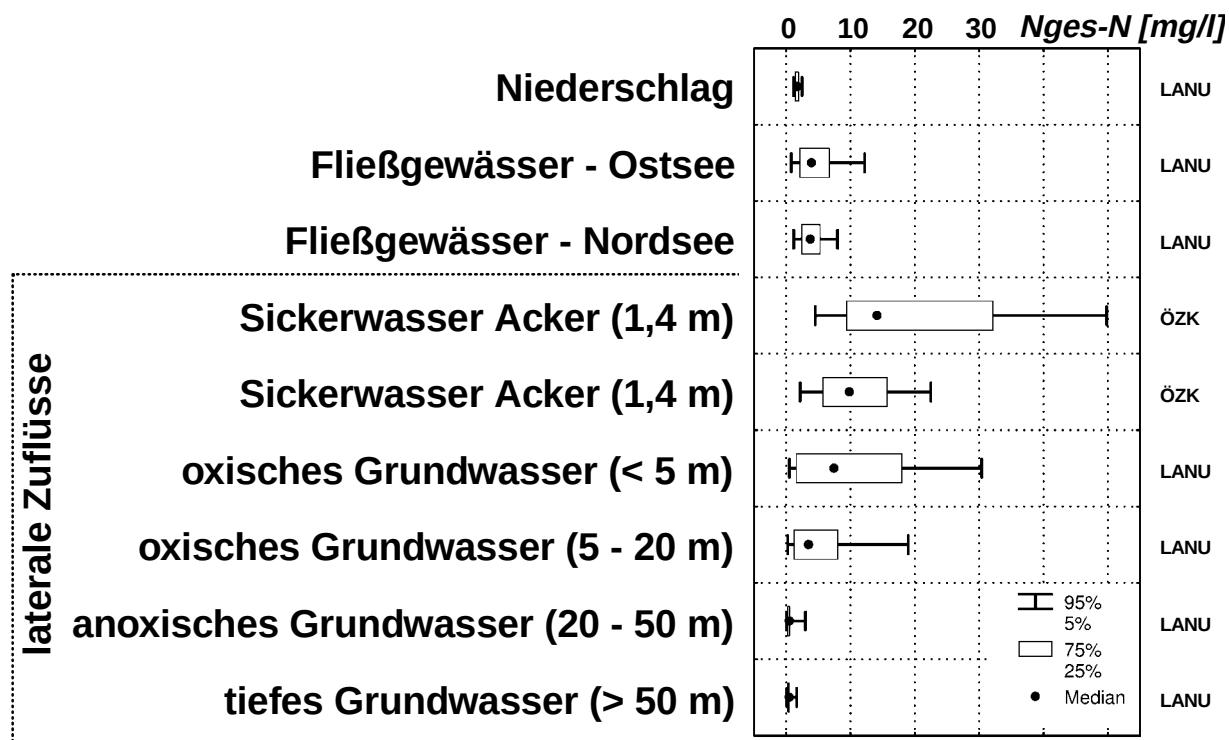


Fig. 11: Statistische Verteilung der Gesamt-Stickstoffkonzentration schleswig-holsteinischer Wässer anhand einer zusammenfassenden Auswertung unterschiedlicher Gewässergütemeßprogramme des LANU ergänzt um Daten zur Sickerwasserqualität zweier Äcker des Bornhöved-Projektes am Ökologie-Zentrum der Universität Kiel.

Tab. 11: Ammonium-Stickstoff Konzentration ($\text{NH}_4\text{-N}$) unterschiedlicher Wässer in Schleswig-Holstein in mg/l. X = Mittelwert; Med = Median; std = Standardabweichung; Min = Minimum; Max = Maximum. GW = Grundwasser, Basis und Trendmeßnetz zusammen; GW < 5 m = Meßwerte im Grundwasser bis zu einer Filtertiefe von 5 m; GW 5 - 20 m = Meßwerte im Grundwasser bei einer Filtertiefe zwischen 5 und 20 m; GW > 20 m = Meßwerte im Grundwasser über eine Filtertiefe von 20 m.

$\text{NH}_4\text{-N}$	Anzahl	X	Med	std	Min	Max
Niederschlag	75	0.99	0.94	0.27	0.57	1.96
Nordsee	1322	0.61	0.34	0.89	0.01	12.57
Ostsee	2548	0.50	0.22	1.36	0.01	35.20
Trendmeßnetz	76	0.11	0.03	0.24	0.00	1.32
Basismeßnetz	393	1.12	0.20	5.65	0.00	51.50
GW	469	0.96	0.15	5.18	0.00	51.50
GW < 5 m	59	0.06	0.02	0.19	0.00	1.32
GW 5 - 20 m	122	0.29	0.03	0.47	0.00	2.26
GW > 20 m	288	1.42	0.25	6.57	0.01	51.50
Sickerwasser 1.4 m	210	0.17	0.12	0.19	0.00	1.28

Tab. 12: Nitrat-Stickstoff Konzentration ($\text{NO}_3\text{-N}$) unterschiedlicher Wässer in Schleswig-Holstein in mg/l. X = Mittelwert; Med = Median; std = Standardabweichung; Min = Minimum; Max = Maximum. GW = Grundwasser, Basis und Trendmeßnetz zusammen; GW < 5 m = Meßwerte im Grundwasser bis zu einer Filtertiefe von 5 m; GW 5 - 20 m = Meßwerte im Grundwasser bei einer Filtertiefe zwischen 5 und 20 m; GW > 20 m = Meßwerte im Grundwasser über eine Filtertiefe von 20 m.

$\text{NO}_3\text{-N}$	Anzahl	X	Med	std	Min	Max
Niederschlag	75	0.67	0.67	0.14	0.25	1.13
Nordsee	1323	2.37	2.09	1.91	0.01	12.30
Ostsee	2549	3.63	2.46	3.78	0.02	30.49
Trendmeßnetz	76	8.54	4.75	9.62	0.00	33.50
Basismeßnetz	391	1.73	0.50	3.94	0.00	19.50
GW	467	2.84	0.50	5.85	0.00	33.50
GW < 5 m	59	9.41	6.34	9.01	0.00	31.90
GW 5 - 20 m	121	5.60	3.32	6.92	0.00	33.50
GW > 20 m	287	0.326	0.05	0.65	0.00	6.29
Sickerwasser 1.4 m	221	11.24	8.73	9.35	0.86	51.29

Tab. 13: Gesamt-Stickstoff Konzentration (Nges) unterschiedlicher Wässer in Schleswig-Holstein in mg/l. X = Mittelwert; Med = Median; std = Standardabweichung; Min = Minimum; Max = Maximum. GW = Grundwasser, Basis und Trendmeßnetz zusammen; GW < 5 m = Meßwerte im Grundwasser bis zu einer Filtertiefe von 5 m; GW 5 - 20 m = Meßwerte im Grundwasser bei einer Filtertiefe zwischen 5 und 20 m; GW > 20 m = Meßwerte im Grundwasser über eine Filtertiefe von 20 m.

Nges	Anzahl	X	Med	std	Min	Max
Niederschlag	48	1.69	1.68	0.39	1.01	3.08
Nordsee	1323	4.04	3.72	2.25	0.24	16.00
Ostsee	2548	5.07	3.90	4.58	0.11	67.00
Trendmeßnetz	76	9.76	6.15	10.77	0.08	50.80
Basismeßnetz	387	2.99	0.45	7.88	0.05	67.40
GW	463	4.10	0.52	8.78	0.05	67.40
GW < 5 m	59	10.69	7.40	10.52	0.48	50.80
GW 5 - 20 m	119	6.05	3.45	6.83	0.08	36.00
GW > 20 m	285	1.92	0.45	8.25	0.05	67.40
Sickerwasser 1.4 m	205	16.55	12.44	12.83	0.38	66.19

Die Stickstoffkonzentrationen im Grund- und Niederschlagswasser sowie den Fließgewässern zeichnen sich durch hohe statistische Streuung aus. Die Angabe der Schwankungsbreite in Form der Standardabweichung sowie als Mittelwert und Median gibt einen Hinweis auf die Anwendbarkeit des Meßwertes für Konzentrationsabschätzungen und wird für die Fehlerschätzung benötigt.

Die Beobachtung der Wasserqualität im Rahmen des Trendmeßnetzes und des Basismetznetzes zeichnen sich durch besonders hohe Streuungen aus. Für die Ermittlung der Stoffkonzentrationen im lateral anströmenden Grundwasser wurden beide Meßnetze zusammengefaßt und tiefenbezogen ausgewertet (Abb. 12).

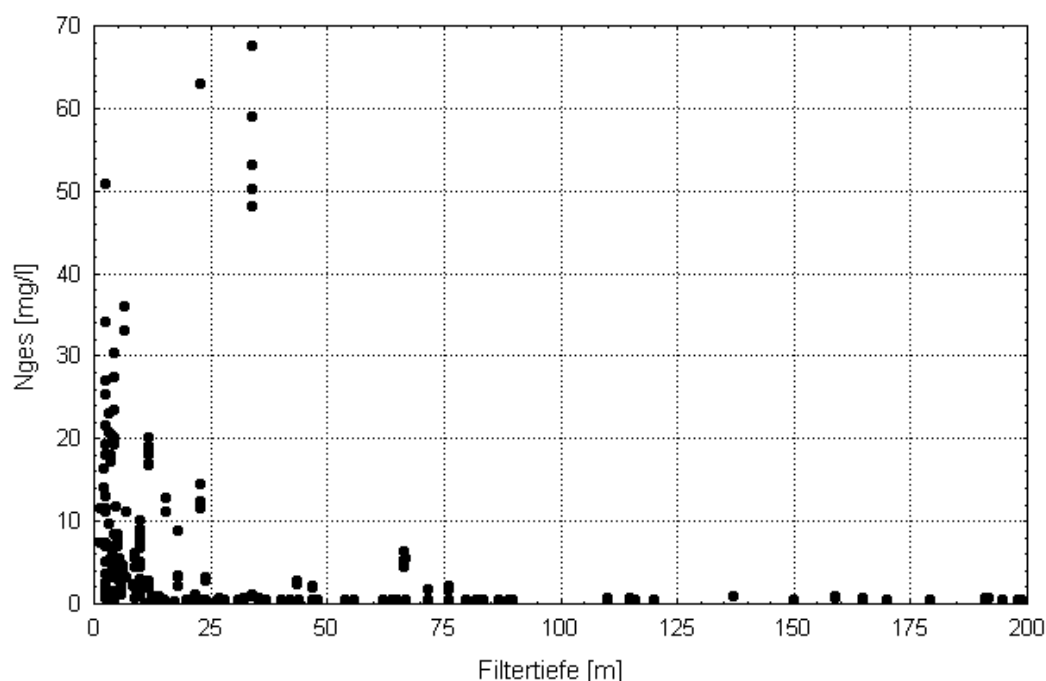


Fig. 12: Gesamtstickstoffkonzentration im Grundwasser Schleswig-Holsteins in Abhängigkeit von der Filtertiefe; Datengrundlage Trendmeßnetz und Basismetznetz LANU SH.

Die Stickstoffkonzentrationen nehmen im Grundwasser mit zunehmender Entnahmetiefe ab. In dem Pfad-Transformations-Konzept werden daher für die anoxischen Einträge und Zuflüsse aus dem Liegenden sehr niedrige Konzentrationen angenommen. Die Konzentrationen der oberflächennahen Probenahmestellen unterliegen aufgrund von jährlichen Nutzungs- und Witterungsunterschieden hohen Schwankungen.

Für das Matrixmodell werden in der vorliegenden Form Gesamtstickstoffkonzentrationen verwendet. Dies ist für eine Analyse unter steady-state Bedingungen ausreichend. Für genauere Angaben zu den Retentionspotentialen nach Wiedervernässung von Feuchgebieten sind die Stickstofffraktionen in der Untersuchungen möglichst getrennt auszuwerten.

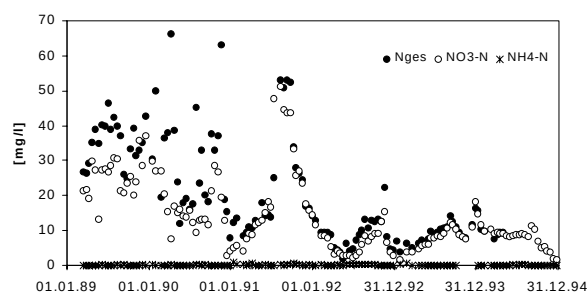
In Tabelle 14 werden den einzelnen Eintragspfaden Stickstoffkonzentrationen zugeordnet, und dabei eine mögliche Schwankung der Konzentrationswerte und die Unsicherheit des Meßwertes in Form von drei Unsicherheitsklassen mit angegeben.

Tab. 14: Zur Frachtberechnung mit dem Matrixmodell verwendete Gesamt-Stickstoffkonzentration typischer Eintragspfade in Feuchtgebiete Schleswig-Holsteins mit Angabe der Schwankungsbreite und Datenunsicherheit.

Pfad	Bezeichnung	Nges (mg l ⁻¹)	Schwankungsbreite	Unsicherheit
G	Fließgewässerzufluß	5.0	2.0 - 7.0	mittel
N	Netto-Niederschlagsüberschuß	1.5	1.0 - 2.0	niedrig
U ₁	Starkregenzulauf	5.0	2.0 - 15.0	hoch
U ₂	Interflow, gedrängt	20.0	5.0 - 30.0	hoch
U ₃	Interflow, ungedrängt	10.0	5.0 - 30.0	hoch
U ₄	junges Grundwasser	10.0	1.5 - 20.0	hoch
U ₅	altes Grundwasser	1.0	1.0 - 10.0	niedrig
U ₆	Liegendes	0.5	0.0 - 1.0	niedrig

Es zeigt sich, daß insbesondere die Konzentrationen der Pfade mit kurzen Verweilzeiten (U₁ - U₄) durch eine hohe Schwankungsbreite und damit auch mit einer großen Unsicherheit für die Genauigkeit der Modellabschätzung verbunden sind (Abb. 13). Diese Lücke kann zum Beispiel durch ein landesweites Screening -Programm zur Wasserqualität junger Grundwässer geschlossen werden, gleichzeitig sind Meßstellen zur kontinuierlichen Beobachtung der Sickerwasserqualität für eine Umweltbeobachtung wünschenswert.

a: Acker 3.3



b Acker 6.1

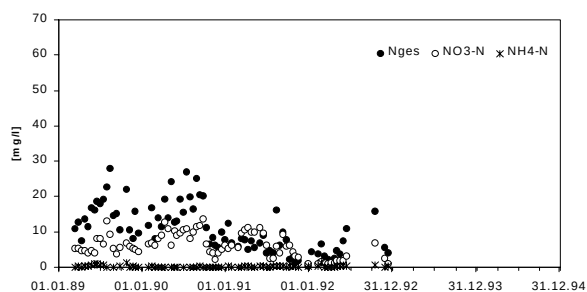


Fig. 13: Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser zweier benachbarter Ackerstandorte am Belauer See in einer Entnahmetiefe von 1.4 m. (Quelle: Datenbank des Bornhöved-Projektes am Ökologie-Zentrum Kiel, SCHIMMING).

4.3 Ableitung der Transformationskoeffizienten

In dem Pfad-Transformations-Konzept werden die anströmenden Wassermengen und Stofffrachten entsprechend den hydrologischen Verhältnissen im Feuchtgebiet auf verschiedene Austragspfade verteilt. Während der Passage durch das Feuchtgebiet wirken biologische, biochemische oder physikalische Prozesse konzentrationsverändernd. Das Pfad-Transformations-Konzept wird im Rahmen dieses Forschungsvorhabens für Stickstoff entwickelt, der hier vorgelegte Ansatz kann aber auch, - unter Bezug auf die veränderten

charakteristischen Pfade - auf andere Stoffe, z.B. Phosphor, Schadstoffe, etc., übertragen werden. Für eine Weiterentwicklung für Phosphor müsste das Modell um hydrochemische Milieuparameter ergänzt werden.

Die Transformationskoeffizienten zur Anwendung des Matrixmodellsystems können aus Geländeuntersuchungen mit pfadspezifischen Meßprogrammen, aus der Literatur und entsprechenden Modellen oder über Expertenwissen abgeleitet werden. In dem Modellsystem wird davon ausgegangen, daß der Stoffabbau im Feuchtgebiet um so größer ist, je länger die Verweilzeit des Wassers ist. Daraus folgt, daß die Fließwege vom Feuchtgebiet, als Austragspfade bezeichnet, von entscheidender Bedeutung für das Transformationspotential innerhalb der Feuchtgebiete sind. Bei einer schnellen Stoffpassage durch Dränagen ist der Stoffumbau entsprechend gering, während bei einer langsamen Durchströmung der obersten Boden-/Torfschicht der Stoffabbau erwartungsgemäß größer sein sollte.

Die Transformationskoeffizienten für die Austragspfade Gewässerüberflutung (GE), Dränagen (DR), Gräben (GR), Sättigungsabfluß (SA) und Durchströmung (DU) sind in Abbildung 14 dargestellt.

			Feuchtgebiet				
Eintragspfade	N	⇒	0.9	-0.5	-0.3	0.4	0.2
	G	⇒	0.9	0.8	0.6	0.4	0.2
	U ₁	⇒	0.9	0.8	0.6	0.4	0.2
	U ₂	⇒	0.9	0.8	0.6	0.4	0.2
	U ₃	⇒	0.9	0.8	0.6	0.4	0.2
	U ₄	⇒	0.9	0.8	0.6	0.4	0.2
	U ₅	⇒	0.9	0.8	0.6	0.4	0.2
	U ₆	⇒	0.9	0.8	0.6	0.4	0.2
			↓	↓	↓	↓	↓
			GE	DR	GR	SA	DU
			Austragspfade				

Fig. 14: Übersicht über die Stoff-Transformationskoeffizienten zur Anwendung des Pfad-Transformations-Matrix-Modells, Die Transformationskoeffizienten für den Eintragspfad N Netto-Niederschlagsüberschuß in der Niederung variieren je nach Entwässerungstiefe und bewirken bei Werten kleiner 0 eine Aufkonzentrierung.

Die einzelnen Austragspfade sind durch unterschiedliche hydrochemische Milieus gekennzeichnet, die eine unterschiedliche hohe Stofftransformation bewirken. In dem Pfad-Transformations-Konzept wird davon ausgegangen, daß

- bei Durchströmung sehr niedrige Stofftransformationskoeffizienten auftreten (0 bis 0.2),
- bei Sättigungsabfluß mittlere Stofftransformationskoeffizienten zu erwarten sind (0.2 bis 0.4),
- bei Grabenabfluß hohe Stofftransformationskoeffizienten auftreten (0.4 bis 0.6),
- in Drainagen die Stofftransformationskoeffizienten hoch sind (0.6 bis 0.8),
- in Gewässern der Stofftransformationskoeffizient hoch ist (0.8 bis 0.1).

Die Stofftransformationskoeffizienten variieren in Abhängigkeit von der Fließstreckenlänge und der Feuchtgebietsgröße, so daß entsprechende Zu- oder Abschläge z.B. bei unterschiedlichem Verkrautungsgrad von Entwässerungsgräben möglich sind.

In dem Pfad-Transformationskonzept kann die Verminderung verschiedener Eintragspfade und die dabei auftretende Konzentrationsänderung berücksichtigt werden. Bei der Verminderung wird z.B. berücksichtigt, daß sich der Abfluß bei Entwässerung anteilig aus Grundwasser, Interflow und Oberflächenabfluß zusammensetzt. Der Transformationskoeffizient beschreibt dabei die Konzentrationsänderung zwischen dem zuströmenden und abströmenden Wasser. Der Wert 1 bedeutet, daß keine Konzentrationsänderung erfolgt.

Mit Bezug auf Gleichung (1) der mathematischen Grundlagen berechnet sich der Stoffaustrag (Fracht) für den Austragspfad k nach folgender Beziehung (vg. Matrix in Abb. 14).

$$F_{outk} = C_{outk} \times Q_{outk} = \sum_{i=1}^n C_{ini} \times t_{ik} \times Q_{ini} \times w_{ik} \quad 6)$$

Da das Pfad-Transformationskonzept in dem Matrix-Modell nach einem steady-state Ansatz berechnet wird, entspricht die Summe der zufließenden Wassermengen der Summe der abfließenden Wassermengen:

$$\sum_{i=1}^n Q_{ini} = \sum_{k=1}^m Q_{outk} \quad 7)$$

Die Werte in der Wasserverteilungsmatrix müssen also so gewählt werden, daß diese Bedingung erfüllt ist. Womit auch der Wasserentzug durch Verdunstung im Konzept der klimatischen Wasserbilanz berücksichtigt wird. Bezüglich der Stofftransformation kann mit dem Modell sowohl eine Stoffretention als auch eine Stofffreisetzung berücksichtigt werden.

Da das Pfad-Transformations-Konzept in dem Matrix-Modell als steady-state Massenbilanz-Ansatz gerechnet wird, bleiben Stofffreisetzungen aus dem Feuchtgebiet selber z.B. durch Stickstoffmineralisation unberücksichtigt, um diese dennoch als wichtige Faktoren in das System einzubinden, kann der Transformationskoeffizient auch Werte kleiner 1 annehmen, so daß bei dem Übergang von Eintragspfad zum Austragspfad eine Aufkonzentrierung stattfindet. Dieses Verfahren wird ausschließlich für die Transformationskoeffizienten des Eintragspfades 'Netto-Niederschlagsüberschuß der Niederung' angewendet.

Bei einer angenommen mittleren Grundwasserneubildung von 250 mm auf Niedermoorböden und einem mittleren Gesamtstickstoffkonzentration im Niederschlagswasser von 1,5 mg N ges l⁻¹, ergibt sich bei Beachtung der Aufkonzentrierung um den Faktor 3.2 durch Verdunstungsverluste und einem Transformationskoeffizient von 1 ein spezifischer Stoffaustrag von 12 kg N ha a⁻¹. Werte zwischen 0 und 1 ergeben eine

Retention, während Werte kleiner 0 eine Stoffmobilisierung durch entwässerungsbedingte Mineralisation abbilden. Ein Transformationskoeffizient von -0,7 führt zu einem mittleren jährlichen Stickstoffaustrag von 20,4 kg N ha a⁻¹, dies entspricht in etwa dem mittleren Stickstoffaustrag entwässerter und mittel intensiv landwirtschaftlich genutzter Niedermoorböden (TREPEL 2000).

Für die Stoffbilanz eines gesamten Feuchtgebietes als Summe aller Ein- und Austragspfade gilt somit:

$$T = \sum_{i=1}^n C_{ini} \times Q_{ini} / \sum_{k=1}^m C_{outk} \times Q_{outk} \quad 8)$$

Bei $T = 1$ wären somit die Ein- und Austräge identisch. $T = 1$ entspricht einem Retentionskoeffizienten (R) von $R = 0$. Zusammenfassend gilt: $R = T-1$.

5 Regionale Feuchtgebietstypen

Für die Entwicklung und Umsetzung von Feuchtgebietsprogrammen wie dem Niedermoorprogramm in Schleswig-Holstein, dem Moorschutzprogramm in Mecklenburg-Vorpommern oder dem in der Diskussion befindlichen Global Action Plan for Peatlands (GAAP) sind Informationen über die Verbreitung und den Zustand von Mooren wichtige Datengrundlagen zur Ableitung von Entwicklungszielen. Während auf globaler Ebene gegenwärtig der Schutz großflächiger, anthropogen weitgehend unbeeinflusster Moorkomplexe z.B. in Sibirien, dem Baltikum oder in Kanada vor Entwässerung und torf-, forst- und landwirtschaftlicher Nutzung im Vordergrund steht, sind für die weitgehend degradierten Moorflächen Mitteleuropas Renaturierungsstrategien zu entwickeln. Bei der Entwicklung und Umsetzung regionaler Moorschutz- und Entwicklungsprogramme sind die Ziele den regionalen Bedingungen anzupassen. Beispiele für regional angepasste Moorschutzprogramme sind der Österreichische Moorschutzkatalog (STEINER 1992), in dem auf der Basis der hydrogenetischen Moortypen in Verbindung mit pflanzenökologischen Einheiten prioritär aus naturschutzfachlicher Sicht zu schützende Gebiete abgeleitet werden, oder das Moorschutzprogramm Mecklenburg-Vorpommerns (LENSCHOW & THIEL 2000). Die Erarbeitung von Moorschutzprogrammen erfolgte bislang überwiegend anhand naturschutzfachlicher Kriterien (vgl. Moorschutzprogramm für Niedersachsen, Moorschutz in der Nordostschweiz; etc.). Diese Programme berücksichtigen in der Regel nur 'ökologisch wertvolle' Flächen, Entwicklungsziele für degradierte Moorstandorte werden nicht oder nur selten abgeleitet. Flächendeckend und regional differenzierte Entwicklungsziele hat SCHOPP-GUTH (1999) für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland erarbeitet. Dabei stehen zwei Ziele gleichrangig nebeneinander: (I) der Schutz und die Sicherung noch vorhandener ökologisch wertvoller Restflächen und (II) die Extensivierung und großflächige Vernässung degradierter Torflandschaften. Das Moorschutzprogramm in Mecklenburg-Vorpommern regionalisiert diese Ziele auf der Basis flächendeckend vorhandener Informationen über den hydrogenetischen Moortyp, den Grad der Entwässerung sowie die naturschutzfachliche Bedeutung.

Für die Ableitung regionaler Entwicklungsziele sind flächenhafte Informationen über die Verbreitung und Funktion von Mooren in der Landschaft notwendig. In dem Entwurf zum Niedermoorprogramm Schleswig-Holsteins steht die Entwicklung von Niedermooren als Senke für Nähr- und Schadstoffe an erster Stelle der Zielhierarchie. Mit den hierfür notwendigen Maßnahmen (Wiederherstellung der Senken- und Transformationsleistung durch ein den moorspezifischen Verhältnissen angepaßtes ökohydrologisches Management) ermöglicht das Programm gleichzeitig die Umsetzung naturschutzfachlicher Ziele, namentlich die Entwicklung von niedermoortypischen Habitaten, d. h. an nasse und unter Umständen mesotrophe Standortverhältnisse angepasste Arten und Biozönosen. Werden solche vernässten Niedermoore durch eine Nutzung offengehalten, werden weiterhin besonders konkurrenzschwache Arten des Feuchtgrünlandes gefördert. Artenreiche Bestände lassen

sich aber nur in solchen Niedermoorgebieten durch Vernässung und Offenhaltung wiederherstellen, in denen diese Arten auch noch in der aktuellen Vegetation in ausreichender Populationsgröße vorkommen (SACH 1999).

Für die Erreichung des Zieles 'Wiederherstellung der Senken- und Transformationsfunktion' sind verstärkt die räumlichen hydrologischen Wechselwirkungen zwischen dem Feuchtgebiet und dem grundwasserfernen Umland in die Typisierung einzubeziehen.

Die im folgenden vorgestellten regionalen Typen basieren von der Grundlage her auf den hydrogenetischen Moortypen werden aber auf die in Schleswig-Holstein vorherrschenden geomorphologischen Bedingungen und geohydrologischen Verhältnisse angepaßt.

5.1 Typisierung und Maßstabsebenen

Der Vorgang der Typisierung ordnet vorhandene Objekte anhand ihrer Eigenschaften Typen zu. Bei der Verwendung von Kartierschlüsseln oder vorhandenen Gliederungssystemen ist die Zahl der Typen vorgegeben, wie z. B. die Zahl der hydrogenetischen Moortypen, die Zahl der pflanzensoziologischen Einheiten oder die Zahl der Bodentypen. Diese Ansätze sind mehr oder weniger praxistauglich, bereiten aber dann Schwierigkeiten wenn komplexe Objekte eindeutig zuzuordnen sind. Statistische Verfahren ermöglichen eine variable Klassifikation von Objekten anhand der beobachteten Eigenschaften. Mit Hilfe des Fuzzy-Clustering Verfahren hat JELINEK (1999) z. B. Gewässergütemeßstellen anhand hydrochemischer Kennwerte klassifiziert und so unterschiedliche Reaktionsmuster in der Stoffdynamik identifiziert. Mit Hilfe statistischer Klassifizierungsverfahren können dabei auch bislang unbekannte Typen ermittelt werden.

Für landschaftsökologische Fragestellungen ist bei allen Typisierungsvorgängen die Wahl der Maßstabsebene für die Datenerhebung sowie die Datenweiterverarbeitung von Bedeutung. Moore und Feuchtgebiete können auf folgenden Maßstabsebenen gegliedert und bewertet werden (Abbildung 15).

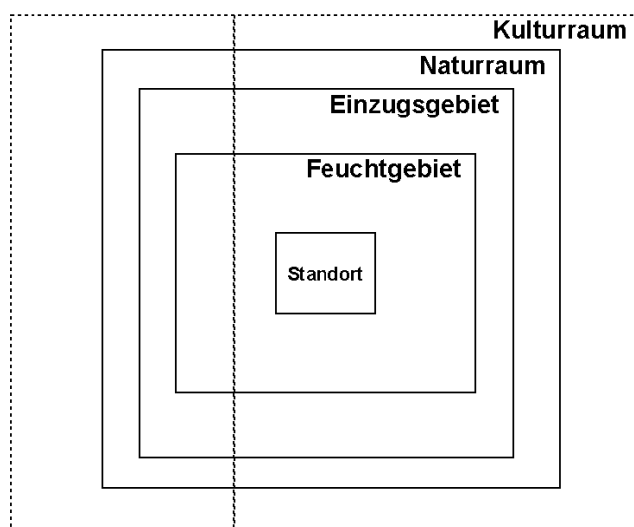


Fig. 15: Maßstabsebenen zur Bewertung von Feuchtgebieten; Kulturelle Grenzen durchschneiden geomorphologisch abgrenzbare, natürliche Raumeinheiten.

Standort

Der Begriff Standort bezeichnet einen Raum, in dem der Fragestellung entsprechend *homogene* Verhältnisse angenommen werden. In der Pflanzensoziologie erfolgt die Bestimmung über die Arten-Arealkurve. Für Pflanzengesellschaften auf Moorböden variiert die repräsentative Flächengröße aufgrund kleinräumig wechselnder abiotischer Eigenschaften von $< 1 \text{ m}^2$ in nährstoffarmen Bult- und Schlenkensystemen, über $\sim 25 \text{ m}^2$ in Grünlandbeständen oder Seggenriedern und bis zu $> 100 \text{ m}^2$ in Bruchwaldbeständen (DIERßEN 1990). Bodenkundlich wird als Standort ein Profil bezeichnet. Bodenkundliche Eigenschaften werden anhand sternförmig verteilter Einstiche um das Profil aus Mischproben ermittelt, um die kleinräumige standörtliche Heterogenität zu glätten. Hydrologische Standortdaten beziehen sich in der Regel auf punktuell erhobene Daten zum Wasserstand.

Eine Bewertung von typischen Ökosystemen auf Niedermoorböden in Schleswig-Holstein im Hinblick auf den biotischen und abiotischen Ressourcenschutz haben TREPEL und SCHRAUTZER (1998) zur Diskussion gestellt. Den Einfluß von Profileigenschaften, Landnutzung und Entwässerung auf den Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser hat TREPEL (2000) diskutiert.

Feuchtgebiet

Der Begriff Feuchtgebiet beschreibt ein räumlich abgrenzbares Gebiet mit Wasserständen in oder über der Geländeoberfläche, in dem die Böden hydromorphe Merkmale zeigen (Gleye, Moorböden, Unterwasserböden) und in der Vegetation Feuchte- und Nässezeiger dominieren. Feuchtgebiete haben sehr unterschiedliche Flächengrößen von nur mehreren Quadratmeter großen Quellen, über kleinere Senken bis hin zu großflächigen Moorlandschaften wie der Eider-Treene Niederung. Innerhalb eines Feuchtgebiets kommen unterschiedliche Standorte vor. Ein Typisierungsansatz auf der Feuchtgebietsebene stellt das Konzept der hydrogenetischen Moortypen dar. Dieser Ansatz ist konsistent zum Beispiel im Moorschutzprogramm Mecklenburg-Vorpommerns angewendet worden. Für Schleswig-Holstein fehlt bislang eine flächendeckende Zuordnung der digital erfaßten Moore zu hydrogentischen Moortypen. Der Informationsgewinn für Fragen des aktuellen Wasser- und Nährstoffhaushaltes ist allerdings gering, da dieses Konzept streng genommen nur die historisch relevanten Bedingungen während der Genese zusammenfaßt. Für naturschutzfachliche Fragestellungen hat SCHOPP-GUTH (1999) den hydrogentischen Moortypen spezifische Entwicklungsziele und Maßnahmen zugeordnet.

Moore im Einzugsgebiet

Einzugsgebiete sind die hydrologisch begründete, optimale abgrenzbare Planungseinheit zur Bilanzierung des Wasser- und Nährstoffhaushaltes. Naturnahe Feuchtgebiete wirken aufgrund ihrer hohen Transformations- und Senkenpotentiale positiv im Stoffhaushalt und reduzieren die Stoffausträge. Für Schleswig-Holstein gibt es bislang keine funktionale Bewertung von Feuchtgebieten auf Einzugsgebietsebene. Für das Einzugsgebiet der Stör hat JELINEK (1999) durch die Korrelation von Flächendaten mit hydrochemischen Wasserqualitätsdaten aber

einen Einfluß des Zustandes von Moorflächen auf die Stoffkonzentrationen in den Fließgewässern nachgewiesen. In nordamerikanischen Einzugsgebieten konnte anhand statistischer Auswertungen von an Pegeln erhobenen Zeitreihen zur Wasserqualität und zum Abfluß in vErbindung mit Landnutzungsanteilen und Anteilen der ökologischen Wertigkeit von Feuchtgebieten ein signifikanter Einfluß von hydrologisch intakten Feuchtgebieten auf die Wasserqualität nachgewiesen werden (JOHNSTON et al. 1990).

Regionale Moortypen

Regionale Moortypen ordnen den Naturräumen aufgrund gleicher geomorphologischer und klimatischer Eigenschaften bestimmte hydrogenetischen Moortypen zu. Neben einem Hauptmoortyp kommen innerhalb einer Region aufgrund lokaler geologischer Besonderheiten auch andere Moortypen vor.

In Schleswig-Holstein unterscheidet SCHMITZ (1952) anhand klimatischer und geomorphologischer Grenzen vier regionale Moortypen: (I) Gebiet der ombrogenen, oligotrophen Hochmoore, (II) Gebiet der ombrogenen, oligotrophen Waldhochmoore, (III) Gebiet der ombrogenen mit soligenen Einschlag, mesotrophen Zwischenmoore sowie (IV) Gebiet der topogenen, eutrophen Flachmoore. Die von SCHMITZ verwendeten Begriffe entsprechen zwar nicht mehr dem heutigen Standard, die Einheiten bringen aber zum Ausdruck, daß in Schleswig-Holstein die Verbreitung der Hauptmoortypen wesentlich von zwei Faktoren bestimmt wird: den in West - Ost-Richtung verlaufenden geomorphologisch-naturräumlichen Einheiten und den in Nordost-Südwest Richtung variierenden klimatischen Bedingungen

Moorlandschaften

Der Begriff Moorlandschaften wird u.a. von SUCCOW und JESCHKE (1990) zur großräumigen, beispielsweise europaweiten Ordnung von Mooren anhand geologischer und klimatischer Verhältnisse verwendet. In diesem System wird Schleswig-Holstein zweigeteilt, der westliche Teil wird dem Nordwestmitteleuropäischen Regenmoorgebiet zugeordnet, der östliche Landesteil den Tal-, Kessel- und Verlandungsmooren der Jungmoränenlandschaft.

Kulturraum

Neben naturräumlichen und hydrologischen Landschaftseinheiten spielt bei der Landschaftsbewertung die Zugehörigkeit zu einem Kulturraum eine ebenfalls große Rolle. Als Kulturraum werden hier administrative Einheiten sowie soziokulturelle Gruppen verstanden, die über Gesetze und Normen die Bewertung und das Management von Landschaftsräumen regeln. Schleswig-Holstein als administrative Einheit entwässert in Nord- und Ostsee. Für beide Meere bestehen internationale Vereinbarungen über die Verringerung von Stoffeinträgen. Der Geltungsbereich des HELCOM-Abkommens erstreckt sich aber nur auf die Flächen innerhalb des Ostsee-einzugsgebietes. Naturräumliche Einheiten wie Feuchtgebiete oder Einzugsgebiete werden häufig von administrativen Grenzen durchschnitten, dies kann bei der Umsetzung von Maßnahmen und bei der Bewertung zu Schwierigkeiten führen und den Abstimmungsbedarf erhöhen.

5.2 Kriterien zur Typisierung

Da in diesem Forschungsprogramm die Bewertung der Retentions- und Transformationsfähigkeit von Mooren im Vordergrund der Betrachtung steht, sind alle Parameter, die die Hydrologie innerhalb eines Feuchtgebietes sowie dessen lateralen Wasseraustausch beeinflussen, von großer Bedeutung. Das computergestützte Bewertungssystem wird auf der Ebene der 'Feuchtgebiete' entwickelt. Für die Bewertung werden folgende Informationen benötigt:

Naturraum und Einzugsgebiet (übergeordnet)

- Klima
- Geologie
- Landnutzung
- Administrative Zuordnung

Feuchtgebiet (zentrale Bewertungseinheit)

- Lage im Einzugsgebiet
- Anbindung ans Gewässernetz
- Einordnung in die Fließgewässerhierarchie
- Stratigraphie im Feuchtgebiet, insbesondere Vorkommen undurchlässiger Schichten
- Geologie und Geomorphologie des umgebenden Einzugsgebiets

hydrologische Strukturen der Feuchtgebiete / Niederungen (innerhalb)

- Quellen
- Überflutung
- lokale Geländesenken (Mikrorelief)

Standörtliche Verhältnisse (nachgeordnete Informationen)

- trophische Verhältnisse
- bodenchemische Eigenschaften
- vorherrschende Torfarten
- vegetationskundliche Einheiten

Anthropogene Einflüsse auf der Feuchtgebietsebene

- Landnutzung innerhalb des Feuchtgebietes
- wasserwirtschaftliche Eingriffe in das Feuchtgebiet

Auf der Basis der Naturräume und der geomorphologischen Rahmenbedingungen werden für Schleswig-Holstein folgende 8 regionalen Niederungstypen für unterschieden:

- 1 Küstenüberflutungsmoore an der Ostsee
- 2 Quellmoore im östlichen Hügelland
- 3 Kesselmoore im östlichen Hügelland
- 4 Seeverlandungsmoore im östlichen Hügelland
- 5 Flußtalmoore im östlichen Hügelland
- 6 Moorkomplexe in Sanderflächen der Geest
- 7 Moorkomplexe in Durchbruchstätern der Geest
- 8 Überschlickte Moore in der Marsch

Die regionalen Niederungstypen können geohydrologisch in drei Grundtypen eingeteilt werden. Die Küstenüberflutungsmoore an der Ostsee sind hydrologisch durch regelmäßig auftretende Überflutung mit Meerwasser geprägt. Für die übrigen Feuchtgebietstypen werden die Anströmverhältnisse geohydrologisch vor allem durch das Vorkommen von Mudden bestimmt. Die regionalen Feuchtgebietstypen im östlichen Hügelland haben sich in der Regel in kleineren Geländehohlformen entwickelt, wobei sich im Zuge der Moorgenese zunächst mehr oder minder mächtige Mudden am Grund des Moores abgelagerten. Mudden haben eine geringe hydrologische Durchlässigkeit und erzwingen daher, daß das lateral anströmende Grundwasser am Moorrand an der Oberfläche austritt. In den Geestniederungen haben sich die großflächigen Moorkomplexe dagegen durch den langsamen Anstieg des Grundwassers in großen flachen Niederungen durch Versumpfungsprozesse gebildet (Abbildung 16).

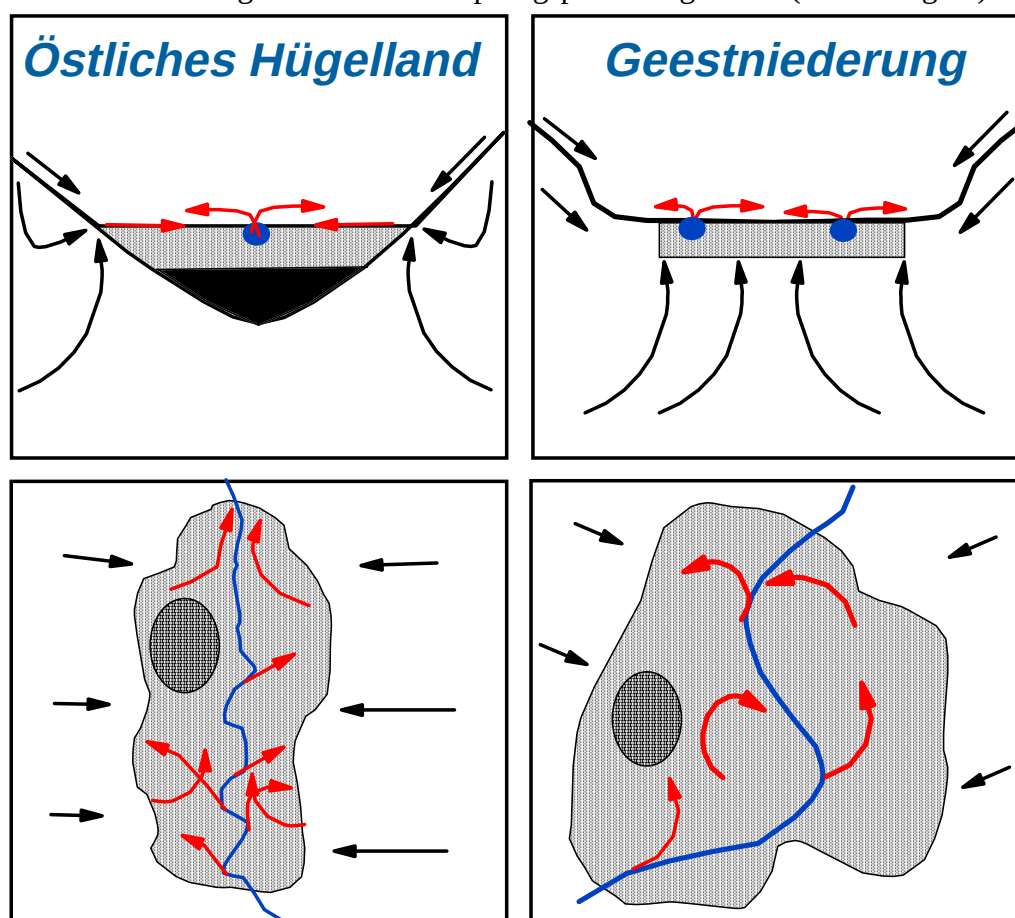


Fig. 16: Idealisierte Anströmverhältnisse im östlichen Hügelland und in den Geestniederungen.

Sowohl im östlichen Hügelland wie auch in den Geestniederungen können Moore im Laufe ihrer Genese aus dem grundwasserbeeinflussten Milieu herauswachsen, um sich als Regenwasser beeinflusste Hochmoore weiterzuentwickeln. Diese beiden Grundmuster im Anströmungsverhalten werden durch die Faktoren Lage im Einzugsgebiet, Anbindung an das Gewässernetz und Größe des lateralen und oberirdischen Einzugsgebiets variiert, so daß sich in Abhängigkeit von den geohydrologischen Verhältnissen und Reliefeigenschaften Moore als individuelle Landschaftselemente herausbilden.

6 Beschreibung regionaler Feuchtgebietstypen

In diesem Kapitel werden die regionalen Feuchtgebietstypen entsprechend ihrem Einfluß auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Teileinzugsgebieten kurz beschrieben.

6.1 Küstenüberflutungsmoor

Entstehung

Moore im Einflußbereich der Ostseeküste sind durch den andauernden nacheiszeitlichen Meeresspiegelanstieg zunächst meist infolge von Versumpfungsprozessen (zum Teil Verlandungsprozesse) entstanden. Küstenüberflutungsmoore werden stark durch dynamische Prozesse der Küstenentwicklung wie Überflutungen oder Sedimentation geprägt und unterliegen daher einem ständigen Formen- und Gestaltwandel. Die meist stark zersetzten, eutrophen Torfe sind in der Regel nur geringmächtig (< 1.5 m) und häufig von bei Überflutungen abgelagerten mineralischen Sedimenten durchzogen. Abbildung 17 zeigt den geologischen Aufbau von Küstenüberflutungsmooren am Kleinen Binnensee in der Hohwachter Bucht (SCHWARTZER et al. 1993).

Aufgrund der dynamischen Sedimentationsvorgänge lassen sich zwei Varianten unterscheiden:

- Küstenüberflutungsmoore in offenen Nehrungshaken mit regelmäßigen Überflutungseinfluß,
- Küstenüberflutungsmoore in geschlossenen Nehrungshaken süßen zunehmend aus und entwickeln sich vermutlich zu Grundwasserversumpfungsmooren weiter; der Überflutungseinfluß geht zurück und tritt nur noch bei Sturmfluten auf.

Darüber hinaus kommen Küstenüberflutungsmoore weiterhin im Mündungsbereich von in die Ostsee mündenden Fließgewässern vor, wie zum Beispiel am Barsbeker See oder die Kossau, und bilden mit den flußbegleitenden Niederungen zusammenhängende Moorkomplexe aus.

Vorkommen

Im Einflußbereich der Ostseeküste in Schleswig-Holstein kommen Niederungen entlang der Flachküstenabschnitte vor. Beispiele für Küstenüberflutungsmoore sind u. a.:

- die Geltinger Birk,
- die Niederung östlich von Hohenstein bei Eckernförde,
- die Niederung am Barsbeker See,
- die Strandseelandschaft bei Schmoel oder
- die Niederung an der Nordküste Fehmarns (Kopendorfer See).

Hydrologisch intakte Küstenüberflutungsmoore gibt es in Schleswig-Holstein vermutlich noch am Südufer der Schlei (KIECKBUSCH 1998) und auf Graswarder bei Heiligenhafen (HÄRDTLE 1984). Der Flächenanteil der Moore im Einflußbereich der Ostseeküste in Schleswig-Holstein ist gegenwärtig nicht bekannt.

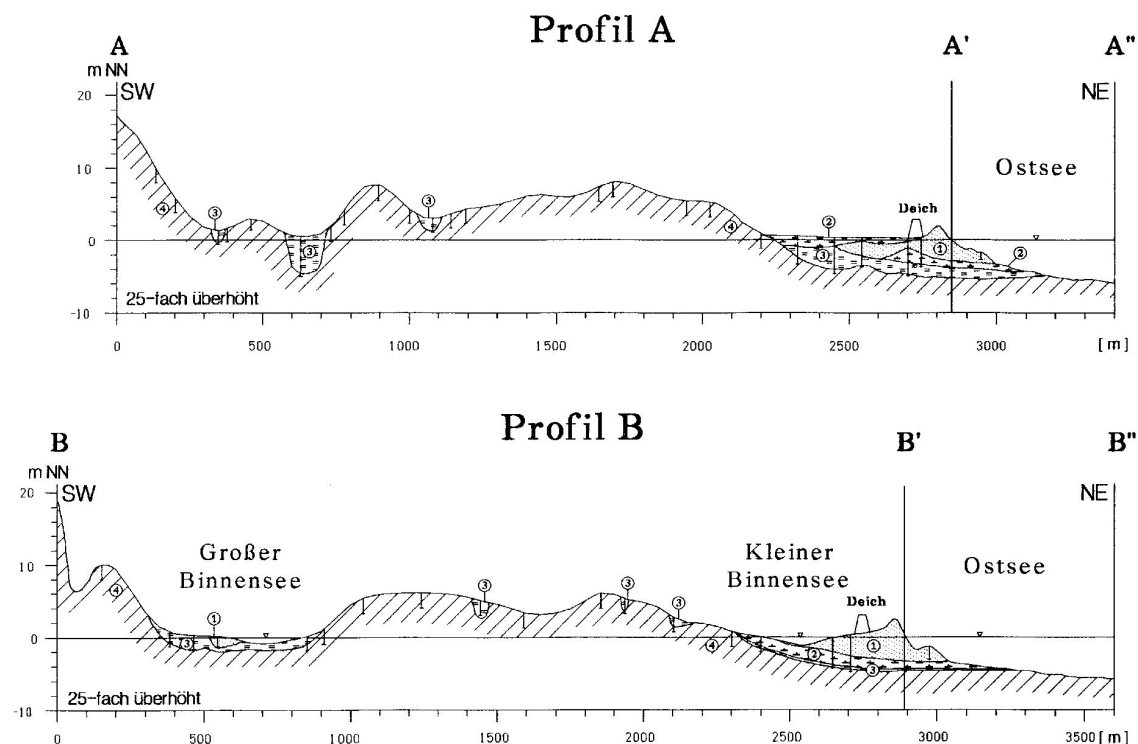


Fig. 17: Geologische Profile durch Küstenüberflutungsmoore am Kleinen Binnensee in der Hohwachter Bucht, Erläuterung der Signaturen: 1 Seesand, 2 Gyttia, 3 Niedermoortorf, 4 Geschiebemergel/-lehm, 5 Ton; aus (SCHWARTZER et al. 1993).

Wasserwirtschaftliche Eingriffe

Die hydrologischen Bedingungen der stark von dynamischen Prozessen geprägten Küstenniederungen sind durch Eindeichungen im Rahmen des Küstenschutzes sowie durch Entwässerungsmaßnahmen zum Teil mit Schöpfwerken erheblich verändert worden. Die Überflutungs- und Sedimentationsdynamik dieser Feuchtgebiete sind durch die Eindeichungen vollständig zum Erliegen gekommen. Die Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung führen zu einer Eutrophierung der Standorte und damit einhergehend insbesondere bei intensiver landwirtschaftlicher Nutzung zum Verlust an gebietstypischen Arten.

Funktion im Nährstoffhaushalt

Über die Funktion von Mooren im Einflußbereich der Ostseeküsten gibt es nach unserem gegenwärtigen Kenntnisstand keine quantitativen Untersuchungen. Sofern die Niederungen neben dem Meerwasser einen Zufluß über das Gewässernetz erhalten, wie z.B. die Niederung in der Umgebung des Barsbeker Sees über die Wendtorfer Au, können Nährstoffe bei entsprechend hydrologischen und hydrochemischen Bedingungen zurückgehalten werden. Küstenüberflutungsmoore bieten günstige Sedimentationsbedingungen.

Entwicklungsziele aus ökohydrologischer Sicht

Aus ökohydrologischer Sicht sind Niederungen im Einflußbereich der Ostsee aufgrund ihrer küstenbedingten, hohen Dynamik besonders für den Naturschutz wertvolle Flächen.

Entwicklungsziele sind die Wiederherstellung der Überflutungsdynamik durch Ausdeichungen. Die Beibehaltung einer extensiven landwirtschaftlichen Nutzung, z. B. in Form von Beweidung, ist insbesondere bei gegenwärtig als vegetationskundlich hochwertig einzustufenden Flächen notwendig. Artenarmes Intensivgrünland oder Brachen sind prinzipiell als Sukzessionsflächen in Verbindung mit entsprechenden hydrologischen Maßnahmen geeignet, um die Ziele eines Prozeßschutzes zu verwirklichen.

6.2 Quellmoore im östlichen Hügelland

Entstehung

Quellmoore bilden sich punktuell an Orten im östlichen Hügelland, an denen Grundwasser austritt. Die Intensität der Quellmoorbildung wird durch die Menge und Kontinuität des anströmenden Grundwassers beeinflusst. Ein kontinuierlich hoher Grundwasserzufluß tritt besonders in geologisch stark heterogenen Gebieten, wie Stauchungszonen oder Gebieten mit Verbindungen zu tieferen Grundwasserleitern, auf (wie an der Schmelzwasserrinne im Eidertal bei Grevenkrug). Weiterhin beeinflusst die Breite des lateralen Anströmsektors die Quellschüttung. Allerdings unterliegen rein aus ihrem eigenen Einzugsgebiet gespeiste Quellmoore stärkeren Schüttungs- und damit auch Wasserstandsschwankungen (SCHLANGE 2001). Die chemische Zusammensetzung des anströmenden Grundwassers spiegelt sich in der Vegetationszusammensetzung wider. Im basenreichen östlichen Hügelland bilden an quelligen Standorten *Caricion davallianae* Gesellschaften die potentiell natürliche Vegetation, die für diese Gesellschaften charakteristischen Arten wie *Carex dioica*, *Parnassia palustris* oder *Eriophorum latifolium* gelten gegenwärtig als stark gefährdet. Solange hohe Sauerstoff-Gehalte des Grundwassers eine erhöhte Mineralisation bewirken, resultieren stark zersetzte Torfe (DIERKEN 1996). Hohe Calcium-Konzentrationen im Grundwasser können beim Übertritt an die Oberfläche ausfallen und zur Bildung von Kalkquelltorfen führen, Beispiel dafür sind die Torfablagerungen im Eidertal auf der Poppenwiese (TREPEL & KLUGE eingereicht).

Vorkommen

Quellmoore, obwohl nur punktuell vorkommend, waren in Schleswig-Holstein noch zu Beginn der fünfziger Jahre ein gefährdeter, aber noch verbreiteter Lebensraum (Abbildung 18) (RAABE 1980). Ihr Flächenanteil ist gegenwärtig nicht bekannt. Im geologisch vergleichbaren Gebiet Mecklenburg-Vorpommerns wird der Anteil der Quellmoore mit 1.3 % an der Gesamtmoorfläche des Landes und für die Bundesrepublik Deutschland mit etwa 1 % angegeben, in Schleswig-Holstein ist mit einer ähnlichen Größenordnung zu rechnen. Beispiele für Quellmoore im östlichen Hügelland sind:

- der Meimersdorfer Quellhang bei Molfsee,
- die Quellmoore im Travetal südlich Segebergs,
- oder die Lehmkuhlener Stauung bei Trent.

Quellmoore bilden häufig mit anderen hydrogenetischen Moortypen größere Moorkomplexe.

Wasserwirtschaftliche Eingriffe

Quellmoore sind hydrologisch sensibel reagierende Lebensräume. Grundwasserentnahme oder Veränderung der Landnutzung und daraus resultierende veränderte Grundwasserneubildungsraten wirken sich unmittelbar auf die anströmenden Wassermengen aus. Ein Teil der kleineren Quellmoore ist sicherlich erst nach den frühmittelalterlichen Rodungen infolge erhöhter Grundwasserabflüsse entstanden. Quellmoore reagieren auf Entwässerung sehr sensibel, da das anströmende Grundwasser leicht über Gräben oder Dränagesysteme abgefangen werden kann und so das Quellmoor von seinem kontinuierlichen Wasserzustrom entkoppelt wird. Quellfassungen haben eine ähnlich entkoppelnde Wirkung und wenn sie zudem auf Weiden als Viehtränken genutzt werden, fördern sie die Eutrophierung dieser Standorte .

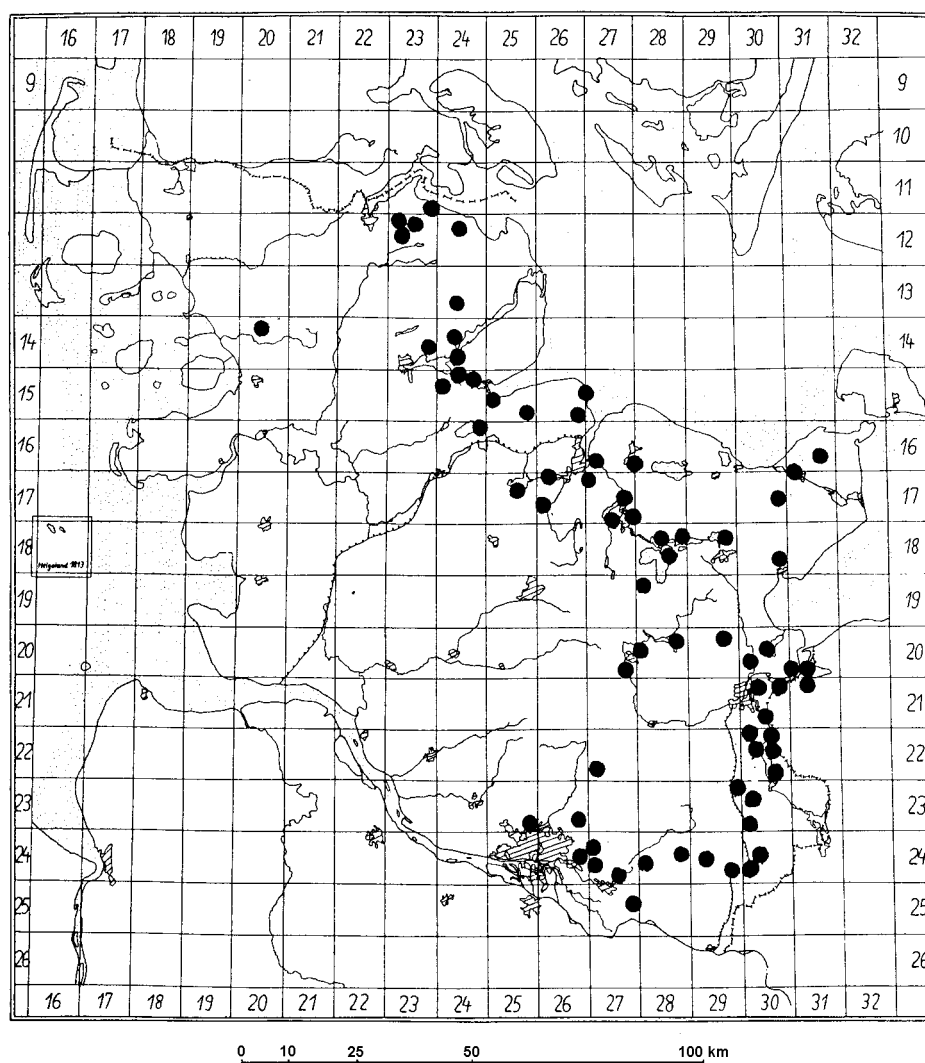


Fig. 18: Die unvollständige Verbreitung von Kalk-Quellmooren in Schleswig-Holstein nach Daten der Landesstelle für Vegetationskunde und der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik (RAABE 1980).

Funktion im Nährstoffhaushalt

Punktuell auftretende Quellmoore erfüllen die Funktion von Pufferzonen zwischen terrestrischen und aquatischen Lebensräumen. In Quellmooren tritt das Grundwasser wieder an die Oberfläche, dabei können infolge der Passage durch den Moorkörper wichtige Transformationsprozesse, wie die Denitrifikation, ablaufen, die zumindest die Nitratkonzentration des anströmenden Grundwassers deutlich vermindern (vgl. HOFFMANN et al. 2000). Da Quellen wahrscheinlich aufgrund präferentieller Fließwege überproportional zur Grundwasserentlastung beitragen, bieten sie günstige Möglichkeiten für ein Pufferzonen-Management.

Entwicklungsziele aus ökohydrologischer Sicht

Aus ökohydrologischer Sicht sind Quellen wichtige Pufferzonen mit einem hohen Transformationspotential für Stickstoff im Landschaftswasser- und -stoffhaushalt. Die hydrologischen Bedingungen ursprünglicher Quellmoore können durch den Verzicht auf Entwässerungseinrichtungen und Quellfassungen in degenerierten Quellmoore leicht wieder hergestellt werden. Durch diese hydrologische 'Instandsetzung' werden die Bedingungen für das Ansiedeln ehemals typischer Arten geschaffen, deren Etablierung hängt allerdings vom Vorkommen der Arten in der Umgebung ab und muß demzufolge häufig eher als kritisch betrachtet werden. Quellmoore mit einer aktuell noch artenreichen Vegetation, wie die Feuchtwiesen am Meimersdorfer Quellhang, stehen vorrangig im Interesse des Naturschutzes. Durch eine angemessene landwirtschaftliche (Pflege)nutzung sind die Bestände offenzuhalten, um die Sukzession in Richtung Seggenrieder aufzuhalten. Durch eine Extensivierung der Landnutzung im Grundwassereinzugsgebiet der Quellen kann mittelfristig der Nährstoffeintrag über das Grundwasser reduziert werden. (Hierbei sind aber die Verweilzeiten des Grundwassers im Untergrund zu beachten.) Artenreiche Quellmoore erfüllen bereits -noch- ihre Pufferfunktion im Landschaftsstoffhaushalt, sie sind darüber hinaus häufig die letzten Refugialstandorte für ehemals weit verbreitete Arten.

6.3 Kesselmoore im östlichen Hügelland

Entstehung

Kesselmoore bilden sich kleinflächig in abflußlosen Senken und Hohlformen in der Landschaft, sie sind teilweise sekundär auf Verlandungs- oder Versumpfungsmooren aufgewachsen. Kesselmoore erhalten ihren Wasserzuflüsse aus einem in der Regel nur kleinen Einzugsgebiet sowie über Niederschläge (Abb. 19). Fließgewässerzuflüsse fehlen in abflußlosen Senken. In bewaldeten Gebieten war der Zufluß und der Nährstoffeintrag aus dem Einzugsgebiet gering, so daß sich Kesselmoore unter Regenwassereinfluß autonom entwickelten und in ihrem Zentrum oft oligo- bis mesotrophe Zustände erreicht werden. Diese günstigen Bedingungen führten zur Bildung mächtiger *Sphagnum*-Torflager.

Vorkommen

Kesselmoore sind ein typischer Moortyp der Eiszerfallslandschaft der Jungmoränenlandschaft. In ehemaligen Toteislöchern oder in durch Stauchungen gebildeten Hohlformen entwickelten sich zahlreiche, kleine Kesselmoore. In Mecklenburg-Vorpommern wird ihr Flächenanteil auf etwa 3 % an der Gesamtmoorfläche geschätzt, ähnliche Flächenanteile sind in Schleswig-Holstein im östlichen Hügelland zu erwarten.

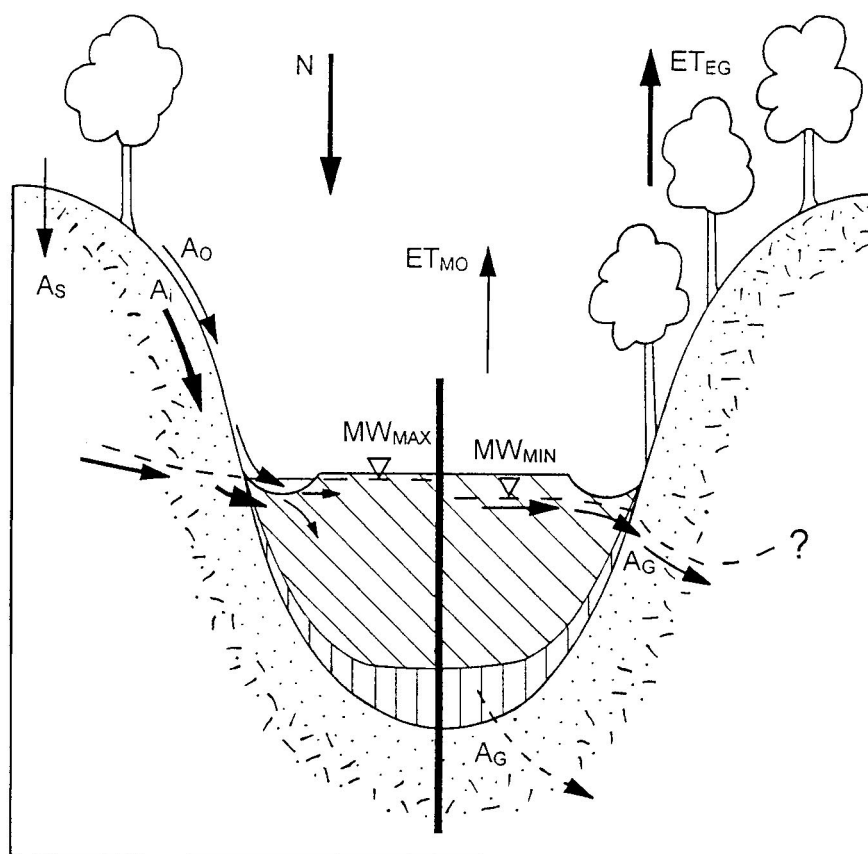


Fig. 19: Schematische Übersicht der Wasserhaushaltskomponenten von Kesselmooren (*Sphagnum*-Kleinmooren), diagonale Schraffur = mäßig bis schwach zersetzte Torfe, vertikale Schraffur = hochzersetzte Torfe und Mudden, N = Niederschlag, ET_{EG} = Verdunstung über Einzugsgebiet, ET_{MO} = Verdunstung über dem Moor, A_s = Infiltration, A_o = Oberflächenabfluß, A_i = Zwischenabfluß, A_g = Grundwasserabfluß, MW = Moorwasserspiegel, linke Bildhälfte: Wasserstand (MW_{max}) und Richtung der Wasserbewegung in nasser Phase, rechte Bildhälfte: Wasserstand (MW_{min}) und Richtung der Wasserbewegung in Trockenphase. (TIMMERMANN 1999). Inwieweit die Strömungspfeile und der Grundwasserspiegel in der Abbildung geohydrologisch korrekt sind, bleibt zu klären.

Wasserwirtschaftliche Eingriffe

Die hydrologischen Eigenheiten von Kesselmoore sind durch die Entwässerung und hier insbesondere die Anbindung über Dränagesysteme an das Fließgewässernetz zerstört worden, dabei ging der ursprüngliche abflußlose Charakter verloren. Durch Waldrodungen und einsetzende landwirtschaftliche Nutzung erhöhten sich zudem die Wasserzuflüsse und Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet.

Funktion im Nährstoffhaushalt

Hydrologische ungestörte Kesselmoore wirken im Landschaftswasser- und -stoffhaushalt eindeutig als Senken, davon zeugen die hohen Torfbildungsraten. Durch die fehlende unmittelbare Gewässernetzanbindung halten Kesselmoore die Wasserzuflüsse aus ihrem Einzugsgebiet zurück und vermindern so den Gesamtabfluß.

Entwicklungsziele aus ökohydrologischer Sicht

Das übergeordnete Entwicklungsziel für Kesselmoore ist das Zulassen ihrer natürlichen Entwicklung und Sukzession. Dazu sind die Moore vor erhöhten Zuflüssen aus ihrem Einzugsgebiet z.B. durch die Anpflanzung von Wald zu schützen und gegebenenfalls vorhandene Entwässerungseinrichtungen zurückzubauen.

Kesselmoore kommen aktuell in einem guten hydrologischen Zustand in Wäldern vor (RICKERTS 2001), wie dem Klosterforst Preetz oder den Fröruper Bergen. Diese Kleinstmoore bieten günstige Voraussetzungen für einen wirkungsvollen Schutz, allerdings sind auch hier mit der Forstwirtschaft entsprechende Nutzungsbeschränkungen insbesondere bezüglich von Entwässerungsmaßnahmen abzusprechen.

6.4 Seeverlandungsmoore im östlichen Hügelland

Entstehung

Durch Verlandung bilden sich Torfe und Moore an stehenden oder nur langsam fließenden Gewässern. Verlandungsmoore sind der prägende Moortyp in der seenreichen Jungmoränenlandschaft Norddeutschlands. Bei einer Verlandung füllt sich die Hohlform des Wasserkörpers zunächst mit anorganischen Seesedimenten auf. Reichen die Sauerstoffgehalte im Gewässer nicht aus, um die im Gewässer gebildeten, organischen Substanzen wieder abzubauen, so akkumulieren diese zu subhydrisch abgelagerten, zumindest teilweise organischen Mudden. Über diesen limnisch gebildeten Torfen und Mudden lagern sich vom Ufer her in das Gewässer wachsende Torfe telmatisch ab. Frei im Gewässer schwebende Vegetationsdecken lagern semiaquatische Torfe ab. Die Trophie der Verlandungsmoore wird von dem trophischen Zustand des verlandenden Gewässers bestimmt. Seen ohne bedeutsame Zuflußgewässer und daher im Verhältnis zur Seefläche kleinen Einzugsgebieten neigen zur Bildung meso- bis oligotropher Moore, während im Mittel- und Unterlauf von Fließgewässern gelegene Seen eher eutrophe Moore bilden.

Vorkommen

Verlandungsmoore sind der prägende hydrogenetische Moortyp im östlichen Hügelland. Dabei lassen sich zwei Entwicklungsphasen mit jeweils unterschiedlicher Bedeutung für den Wasser- und Stoffhaushalt unterscheiden. Mit zunehmender Entwicklung wachsen die Verlandungsmoore in den Wasserkörper hinein, die Verlandung ist noch im Gange, wie z.B. am Postsee, dem Belauer See oder dem Westensee.

Ist ein See durch Verlandung vollständig zugewachsen, wird er nach der vorliegenden Typisierung den Flußaltniedermoores zugeordnet (siehe folgendes Kapitel). Hydrologisch

unterscheiden sich Seeverlandungsmoore und Flußtalmoore in ihrer Wasserstandsdynamik (Abb. 20). Seen können mit ihrem großen Wasservolumen Wasserstandsschwankungen gut ausgleichen. Zudem kann die verlandende Moorfläche, sofern sie nicht durch Entwässerung verdichtet ist, mit den Wasserständen mitschwingen.

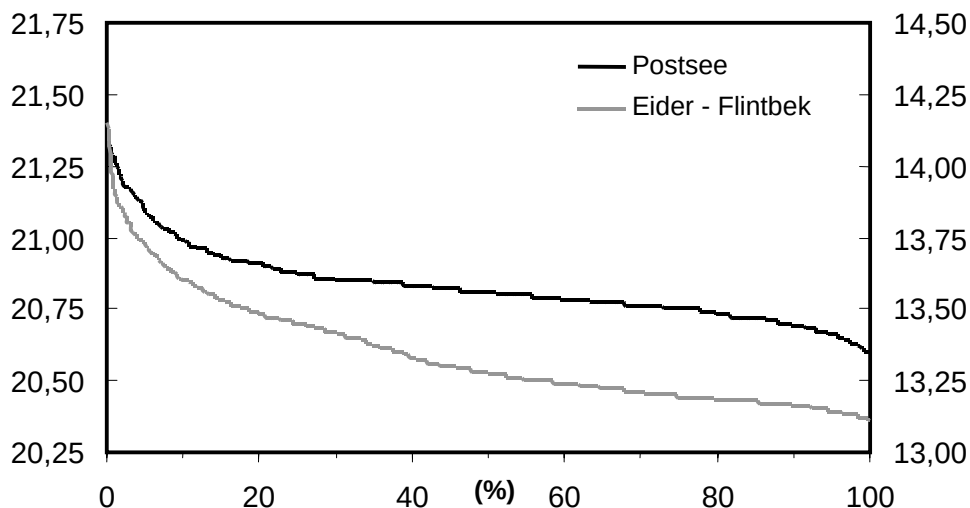


Fig. 20: Häufigkeitsverteilung der Wasserstände am Postsee, (Pegel Preetz), und der Eider, (Pegel Flintbek), im Zeitraum 1.7.1994 bis 31.10.1997. Die Wasserstände von Seen zeigen im Vergleich zu den Fließgewässern eine ausgeglichene Dynamik.

Wasserwirtschaftliche Eingriffe

Während Entwässerungsgräben von an Seen angrenzenden Moorflächen nur mäßig entwässern, wirken sich die in den letzten hundert Jahren durchgeführten Seespiegelabsenkungen großflächiger und wesentlich stärker auf die Hydrologie der Moore aus. Änderungen der Landnutzung im Einzugsgebiet führen bei einer Intensivierung zu erhöhten Nährstoffeinträgen.

An einzelnen Seen werden die Seewasserstände über Wehre reguliert, diese Eingriffe in die natürliche Wasserstandsdynamik wirken sich direkt auf die Vegetation der Seeufer aus und verhindern die Etablierung von an saisonal auftretende Wasserstandsschwankungen angepasste Schwingdecken.

Funktion im Nährstoffhaushalt

Seeverlandungsmoore wirken als Puffer zwischen terrestrischen und aquatischen Lebensräumen. Der Seewasserkörper bewirkt ausgeglichene Wasserstände, die Moorfläche wird nur selten überflutet. (Der See selber wirkt mit seinen langen Verweilzeiten als Sedimentationsbecken.) Seeverlandungsmoore können von ihre Lage her vor allem die aus dem lateralen Einzugsgebiet diffus zufließenden Stoffe zurückhalten. Die Effektivität der Nährstoffretention hängt wesentlich von der Breite des lateralen Einzugsgebietes, der anströmenden Fracht und den Fließwegen durch das Moor ab.

Hydrologisch gut untersucht ist das Seeverlandungsmoor am Westufer des Belauer Sees (KLUGE et al. 1994; DALL'O' et al. in press; SCHLEUß et al. in press.) (Abb. 21). Nach den hydrologischen Untersuchungen wird die Uferzone normalerweise nur durch diffus zuströmendes Grundwasser gespeist. Während lang anhaltender Trockenheit können sich die Fließwege jedoch umkehren, so daß die Uferzone Zuflüsse aus dem See erhält. Das Beispiel verdeutlicht, daß die Fließwege zwischen Land und Gewässer nicht nur einer hohen räumlichen, geohydrologisch bedingten Variabilität sondern auch einer hohen zeitlichen, klimatisch bedingten- Dynamik unterliegen.

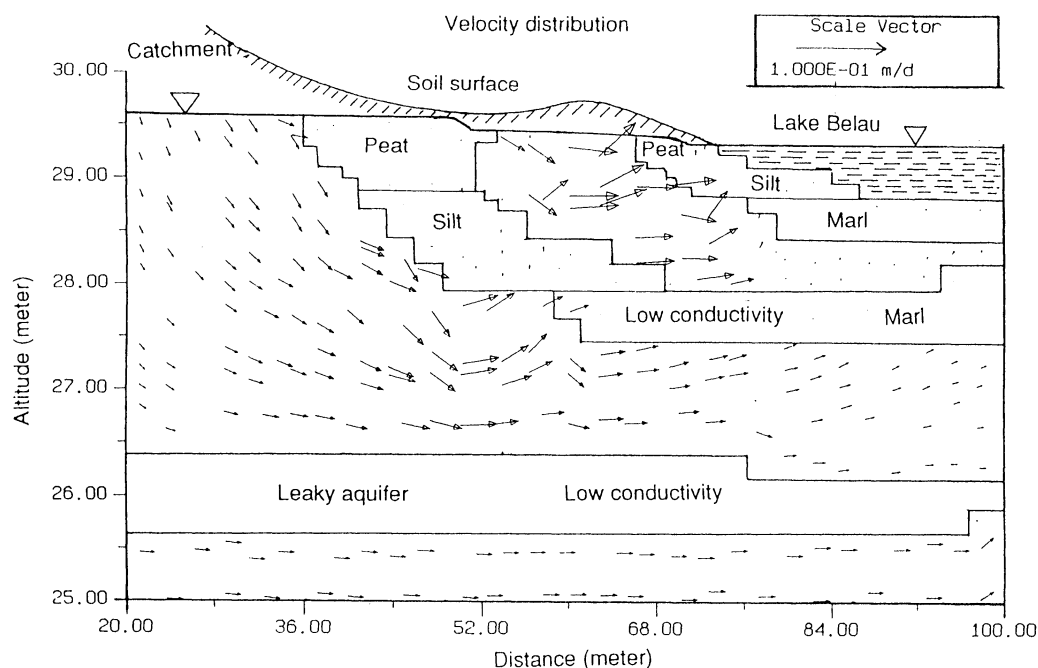


Fig. 21: Geologischer Aufbau und Grundwasser-Fließwege zwischen Einzugsgebiet und Belauer See im Winterhalbjahr (KLUGE et al. 1994).

Entwicklungsziele aus ökohydrologischer Sicht

Aus ökohydrologischer Sicht sind bei Seeverlandungsmooren vor allem die Fließwege zwischen dem angrenzenden Einzugsgebiet durch das Moor zum See zu optimieren. Durch einen Rückbau oder Verzicht auf Entwässerungseinrichtungen kann das zufließende Grundwasser länger in der Fläche gehalten werden.

Aus Sicht des Naturschutzes befinden sich auf Seeverlandungsmooren häufig noch artenreiche und nur extensiv bewirtschaftete Feuchtwiesen, zum Beispiel am Lanker See oder am Schmalensee. Diese Flächen sind durch geeignete Bewirtschaftungsmaßnahmen offen zuhalten, um die in ihnen vorkommenden, konkurrenzschwächeren Arten in ihrem Bestand zu erhalten.

6.5 Flußalniedermoore im östlichen Hügelland

Entstehung

Flußalniedermoore sind in der Regel vollständig verlandete Gewässer, die direkt mit dem Fließgewässernetz hydrologisch verbunden sind. (Nicht an das Fließgewässernetz angeschlossene, vollständig verlandete Moore sind Kesselmoore.) Die Moorentwicklung kann sich in Flußalniedermooren, nachdem das Gewässer vollständig verlandet ist, mit einer sekundären überwiegend grundwassergespeisten bis hin zu einer tertiären regenwassergespeisten Torfbildung fortsetzen. In Flußtalmooren kommen so unterschiedliche Arten der Torfbildung räumlich in einem hydrologisch zusammengehörenden Moorkomplex nebeneinander vor (SUCCOW 1971, JANSEN 1999). Aus dem räumlichen Nebeneinander kann ein zeitliches Nacheinander abgeleitet werden und so ähnlich wie bei der Großrestanalyse die Genese eines Moores rekonstruiert werden.

Der trophische Zustand in Flußalniedermooren hängt von den Anteilen der jeweiligen Grundwasser-, Fließgewässer- und Niederschlagszuflüsse ab. Typisch für das östliche Hügelland ist die Weiterentwicklung von Verlandungsmooren zu Durchströmungsmoore, wenn am Hangfuß ein kontinuierlicher Grundwasserzustrom erfolgt. Unter solchen Bedingungen können sich relativ schnell zum Teil mächtige Torflager aus Braunmoostorf und Radzellentorfen bilden, nimmt der Regenwassereinfluß zu bzw. unter eher sauren Verhältnissen nimmt der Moosanteil insbesondere von *Sphagnum*-Arten in den Torfen zu.

Vorkommen

Flußtalmoore sind der häufigste Moorkomplex im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins. Je nach Breite des lateralen Einzugsgebietes und Größe des Oberflächeneinzugsgebietes lassen sich unterschiedliche Varianten differenzieren. Morphologisch können lineare eher flußbegleitende Flußalniedermoore von flächenhaften, ehemals an Flußseeufnern gelegenen Flußtalmooren getrennt werden, zusätzlich können Flußtalmoore im Küsteneinfluß liegen (JANSEN 1999). Beispiele für Flußtalmoore sind u.a.:

- die Moore im Oberen Eidertal (Abb. 22),
- die Moore entlang der Trave,
- die Pohnsdorfer Stauung an der Neuwührener Au,
- das Kossau Tal mit schmalem Flußtalmoor unter Küsteneinfluß.

Wasserwirtschaftliche Eingriffe

In Flußtalmooren wird die gesamte Palette möglicher Entwässerungsmaßnahmen durchgeführt, je nach der praktizierten Entwässerungsintensität werden die Flußtalmoore hydrologisch von der sie umgebenden Landschaft entkoppelt. Vor allem in Gebieten, in denen Schöpfwerke zur Entwässerung installiert wurden, sind die hohen Sackungs- und Torfschwundraten problematisch. Die Entwässerung flächenhaft verlandeter Moore bewirkt eine kontinuierliche Verringerung der Geländeoberfläche durch die Prozesse Sackung, Schrumpfung und Mineralisierung. Der damit verbundene langsame Anstieg des Wasserspiegels erfordert entweder einen regelmäßigen Ausbau der

Entwässerungseinrichtungen oder zwingt zur Aufgabe der Standorte. In der Pohnsdorfer Stauung hat die ~ 50 jährige Entwässerung über ein Schöpfwerk zu Höhenverlusten von bis zu 2 m (TREPEL 2000) geführt.

Funktion im Nährstoffhaushalt

Flächenhaft verlandete Flußtalmoore haben ein hohes Transformations- und Senkenpotential im Landschaftswasser- und -stoffhaushalt, welches allerdings durch die Entwässerung dieser in der Regel nicht genutzt wird. Flußtalmoore wirken sowohl als Puffer zwischen terrestrischen und aquatischen Lebensräumen, gleichzeitig wirken sie über die Anbindung an das Gewässernetz als Sedimentations- und Transformationsraum für die mit dem Fließgewässer zugeführten Stoffe.

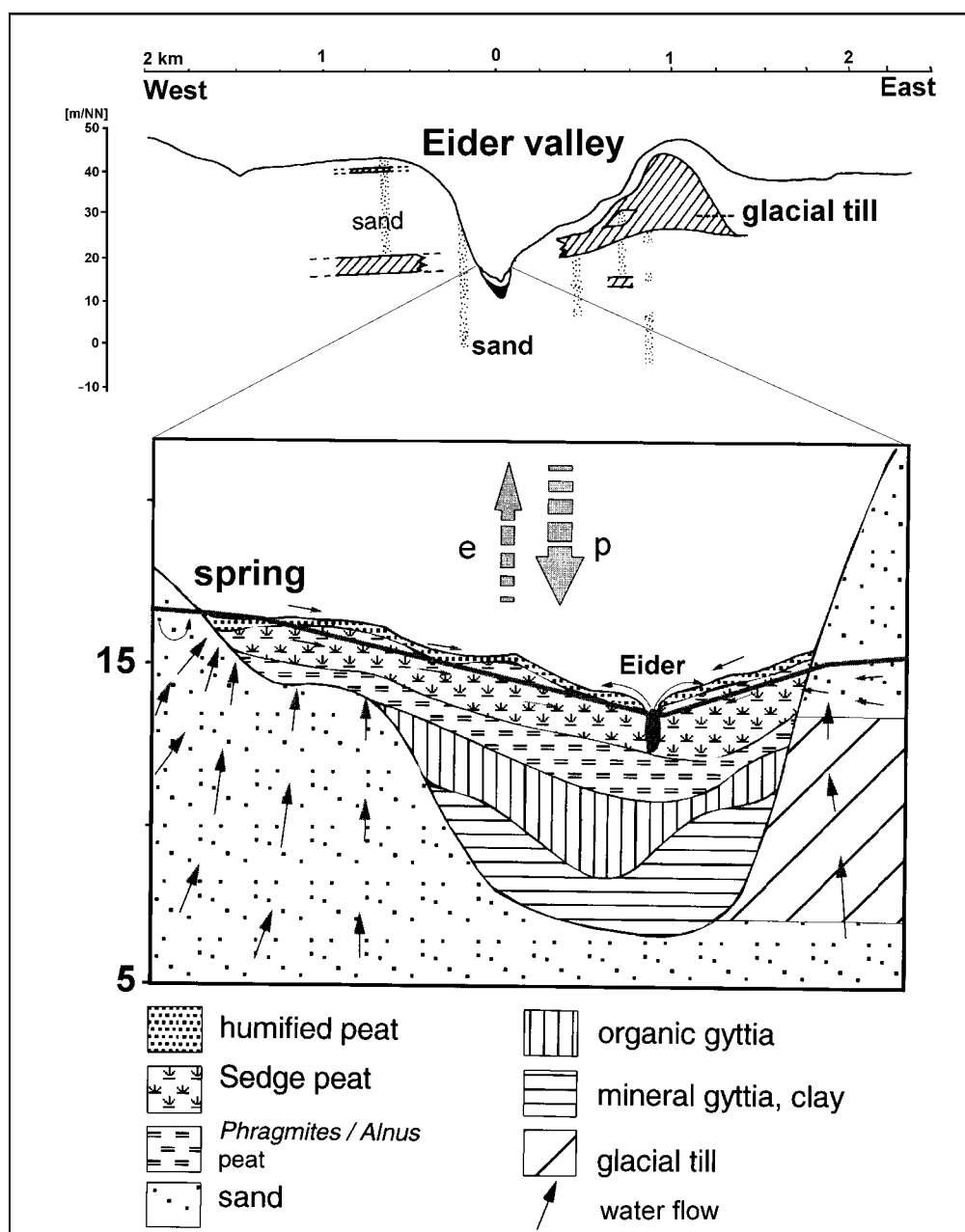


Fig. 22: Geologischer Aufbau und Fließwege im Eidertal (TREPEL 2000, verändert).

Entwicklungsziele aus ökohydrologischer Sicht

Aus ökohydrologischer Sicht kann das Transformations- und Senkenpotential dieser Niederungen durch die Wiederherstellung anthropogen unbeeinflusster Fließwege, insbesondere durch den Rückbau der Entwässerungseinrichtungen, wiederhergestellt werden. Vor allem im östlichen Hügelland bieten sich in vom Relief begrenzten, kleineren Einzugsgebieten realistische Umsetzungsmöglichkeiten. Durch die Wiederherstellung des Grundwasserabflusses durch die Torflager der Niederung kann der Nährstoffeintrag aus dem seitlich angrenzenden Einzugsgebiet in die Gewässer vermindert werden. Durch die Wiederherstellung einer natürlichen Fließgewässerdynamik, d.h. ohne Schöpfwerke, Wehre und den Verzicht auf Gewässerunterhaltungsmaßnahmen, können die an das Gewässer geknüpften Transformationspotentiale genutzt werden. Dies sind die Sedimentation partikulär gebundener Substanzen in Überflutungszonen und die Dentrifikation in überfluteten Bereichen sowie im Gewässer selbst.

6.6 Moorkomplexe in Sanderflächen der Geest

Moore sind für die flachen Niederungen in der Geest prägend. In diesen zum Teil abflußlosen Becken und Niederungen haben Grundwasseranstieg in Verbindung mit einem Meeresspiegelanstieg und regelmäßigen Überflutungen zur Bildung großflächiger Moore durch Versumpfung und Überstau geführt. Geologisch lassen sich die Geestniederungen grob in zwei Typen unterteilen, zum einen in Moorkomplexe in den Sanderflächen (6.6) sowie Moorkomplexe in den Durchbruchstätern (6.7). Die geologischen Bedingungen in der Geest, obwohl sie auf den ersten Blick zwar einheitlich erscheinen, haben dennoch zur Bildung lokal variierender, spezifischer Moore geführt. So gliedert MARTINI (2001) das knapp 60 km² große Einzugsgebiet der Buckener Au in fünf geologische Grundtypen, die sich entsprechend den jeweiligen Anströmverhältnissen auch bezüglich der Transformationspotentiale der Niederungen unterscheiden.

In den beiden folgenden Kapiteln werden jedoch für einen landesweiten Überblick nur die oben genannten Grundtypen behandelt.

Entstehung

Die Moorkomplexe in den Sanderflächen der Geest haben sich vorwiegend durch Versumpfung gebildet. Versumpfungsmoore entstehen meist auf wasserdurchlässigen Substraten (Sanden) durch einen langsamen Grundwasseranstieg. Die Ursachen des Grundwasseranstiegs sind in den klimatisch bedingten erhöhten Grundwasserneubildung sowie in der Veränderung und Anhebung der Gewässersohle zu suchen. Auf gering bis undurchlässigeren Substraten überwiegt eine Versumpfung durch den Rückstau von Gewässern auch von Küstengewässern. Die Wasserstände in solchen Niederungen pendeln in der Torfwachstumsphase um die Geländeoberfläche und die Torfdecke kann mit den langsam ansteigenden Grundwasserständen anwachsen. Klimatische bedingte Wasserstandsschwankungen führen in Trockenphasen zu erhöhten Mineralisationsraten, so

daß in Versumpfungsmooren vorwiegend stark zersetzte, eutrophe Torfe mit einer Mächtigkeit von bis zu 2 m im Durchschnitt zu finden sind.

Vorkommen

Moorkomplexe in den Sanderflächen der Geest kommen vorwiegend flußbegleitend vor. Nach der Breite der Niederung und der Breite des lateralen Einzugsgebietes werden diese Moorkomplexe weiter differenziert. Breite Moore haben vermutlich die Niederungen entlang der Rheider Au sowie im Mittellauf der Buckener Au. Schmale Niederungen dieses Typs befinden sich wahrscheinlich entlang der Treene zwischen Tarp und Sollbrück, oder entlang der Osterau und Bramau. Der Flächenanteil dieses Moortyps in Schleswig-Holstein ist gegenwärtig nicht bekannt.

Wasserwirtschaftliche Eingriffe

Die Hydrologie der Moorkomplexe in der Sanderflächen ist vorwiegend durch großflächige Absenkungen des Grundwasserspiegels verändert worden. Breite Niederungen werden aktuell von einem dichten Grabennetz mit bis in den mineralischen Untergrund vertieften Wasserläufen durchzogen, stellenweise sind Schöpfwerke zur Entwässerung installiert. Die großflächigen Absenkungen des Grundwasserspiegels haben die hydrologischen Grundlagen einer Moorbildung durch Versumpfung vernichtet. Durch die Anlage von Gräben bis in den mineralischen Untergrund haben sich die Anströmverhältnisse grundlegend umgekehrt, der Grundwasserzustrom durch das Moor und an seiner Oberfläche kommt nahezu vollständig zum Erliegen (Abb. 23).

Funktion im Nährstoffhaushalt

Versumpfungsmoore wirken auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt ausgleichend. Die anaeroben Bedingungen bei hohen Wasserständen begünstigen einen Stoffabbau. Allerdings ist das Transformationspotential dieses Moortyps aufgrund auch natürlicher Wasserstandsschwankungen im Vergleich zu den grundwassergespeister Moore im östlichen Hügelland als geringer einzuschätzen. Die Mineralisation der organischen Substanz bei Trockenheit ist auch mit einem Stoffaustrag verbunden.

Entwässerte Versumpfungsmoore können zu hohen Stoffausträgen führen, weil die hydrologische Entkoppelung durch bis in den mineralischen Untergrund eingeschnittene Gräben hohe Mineralisationsraten bewirkt. Flächenhafte Versumpfungsmoore sind in der Sandergeest vielfach bodenkundlich nicht mehr nachweisbar, so wurde z.B. im Gebiet der Buckener Au eine erheblich kleinere Moorfläche kartiert, als diese nach den bodenkundlich geologischen Kartenwerken zu erwarten war (MARTINI 2001).

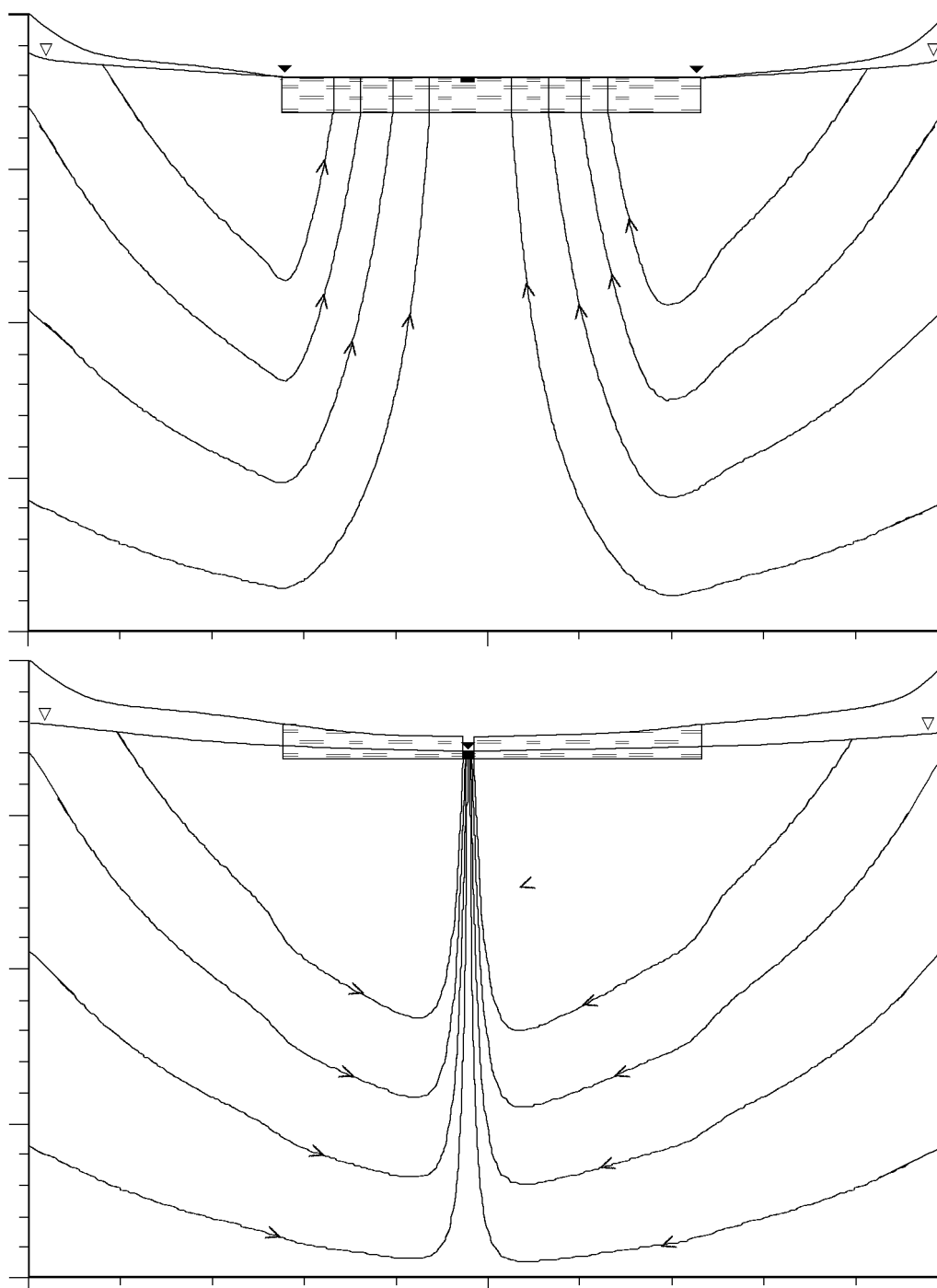


Fig. 23: Grundwasseranströmungsbedingungen von Versumpfungsmooren in Sanderflächen der Geest unter natürlichen hydrologischen Bedingungen (oben) und entwässerten Bedingungen (unten).

Entwicklungsziele aus ökohydrologischer Sicht

Aus ökohydrologischer Sicht sind die hydrologischen Bedingungen in den Versumpfungsmooren nur begrenzt wieder herzustellen, da dies nur über ein großräumiges Anheben des Grundwasserspiegels möglich wäre. Eine Reduzierung der Grabennetzdichte und ein Verzicht auf sehr tiefe Gräben, kann den Stoffaustausch dieser Moore aber reduzieren und deren Transformationspotential zumindest teilweise nutzen. Inwieweit in Einzelfällen die ursprünglichen hydrologischen Bedingungen wiederherstellbar sind, hängt wesentlich von

den geologischen Verhältnissen und Reliefstrukturen ab. Neben einer Reduzierung des Stoffaustrags durch ein moderates Anheben der Wasserstände würde sich eine an die grundwassernahen Verhältnisse angepasste, vorsorgeorientierte Landnutzung positiv auf die Stoffausträge über den lateralen Wasseraustausch auswirken (BALLA & GENSIOR 2000).

6.7 Moorkomplexe in Durchbruchstätern der Geest

Entstehung

Die Vermoorungen in den Durchbruchstätern der Geest sind durch die Prozesse Versumpfung und Verlandung entstanden. Durch die Niederungen zwischen den saaleeiszeitlichen Holmen flossen die Schmelzwässer der Weichselvereisung ab. Dabei wurden zunächst die vorhandenen Rinnensysteme durch erosive Prozesse vertieft. In diesen Rinnen lagerten sich fluvioglaziale Sande ab. In tief eingeschnittenen Rinnen oder Becken sedimentierten Tone und später Mudden, eine Vermoorung erfolgte durch Verlandung des stehenden Gewässers. In flachen Rinnen erfolgte eine Vermoorung vorwiegend durch Versumpfungsprozesse. Diese teilweise bereits im Rückstaubereich der Nordsee gelegenen Niederungen vermoorten großflächig. Torfe füllen die Durchbruchstäler an der Oberfläche in der Regel bis zum Hangfuß der saaleeiszeitlichen Grundmoränen aus. Mit dem ansteigenden Meeresspiegel und der erhöhten Sturmflutwahrscheinlichkeiten nahm die Überflutungshäufigkeit dieser Standorte zu. Dabei wurden die mit dem Meerwasser transportierten Sedimente in Form von Kleibändern abgelagert. Die großflächigen Vermoorungen führten zu einem verzögerten Abfluß der Niederschläge, und vor allem in den Randlagen der Geesteinzugsgebiete bildeten sich regenwassergespeiste Hochmoore von beachtlicher Größe.

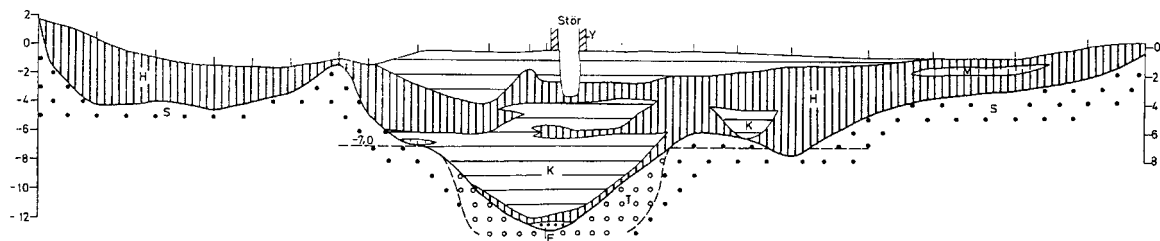


Fig. 24: Geologischer Profilschnitt durch die Störniederung südlich Itzehoes im Übergangsbereich zwischen Marsch und Geestniederung. H: Moor, M: Mudde, K: Klei, S: Sandersand, F: Flußsand, T: Talsand; Y: Aufschüttung, Deichmaterial. (JANETZKO 1978).

Vorkommen

Moorkomplexe in den Durchbruchstätern der Geest kommen z.B. entlang der Arlau, der Treene, der Eider oder der Stör vor. In der Regel haben sich breite Moorkomplexe gebildet. Der Flächenanteil dieses Moortyps ist gegenwärtig nicht bekannt, sie sind aber sicherlich die flächenmäßig bedeutsamste Form der Moorbildung in den westlichen Landesteilen.

Wasserwirtschaftliche Eingriffe

Die hydrologischen Bedingungen für eine Moorbildung sind durch ein dichtes Grabennetz, die Installation von Schöpfwerken, den Bau von flußbegleitenden Deichen sowie großer Schleusensysteme zum Schutz vor Sturmfluten vollständig verändert worden. Durch die zahlreichen Maßnahmen zur Entwässerung hat sich das ursprünglich zusammenhängende, regionale hydrologische System in zahlreiche lokale Subsysteme aufgesplittet (SCHOT & MOLENAAR 1992).

Funktion im Nährstoffhaushalt

Die großflächigen Vermoorungen entlang der Flußtäler der Geest boten ursprünglich gute Sedimentationsbedingungen und aufgrund des Rückstaus entsprechend verlängerte Verweilzeiten des Oberflächenwassers, so daß günstige Bedingungen für einen Nährstoffabbau vorlagen. Die verbreitete Hochmoorbildung zeugt von deutlich ärmeren Nährstoffverhältnissen. Die Prozesse Torfbildung, Sedimentation und Stoffumbau bewirkten eine Konzentrationsreduzierung in den Fließgewässern bevor diese in die Nordsee mündeten.

Diese Funktionen werden durch die gegenwärtigen wasserwirtschaftlichen Verhältnisse der Niederungen nicht erfüllt.

Entwicklungsziele aus ökohydrologischer Sicht

Aus ökohydrologischer Sicht ergeben sich für die Moorkomplexe in den Durchbruchstätern zwei Entwicklungsziele. Eine Wiederherstellung der ursprünglichen hydrologischen Verhältnisse wirkt sich, wie Berechnungen im Rahmen des Skjern Au Projektes zeigen, positiv auf die Nährstofffrachten aus. Die ursprünglichen hydrologischen Verhältnisse können nur wiederhergestellt werden, wenn der Planungsraum für diese Maßnahmen den gesamten Talraum einbezieht, wie dies auch bei der generalstabsmäßig geplanten, EU-finanzierten Entwässerung der Niederungen in den fünfziger und sechziger Jahren im Rahmen des Programms Nord geschah. Neben den erhöhten Nährstoffausträgen und steigenden Gemeinkosten für den Schöpfwerksbetrieb ist in den nächsten fünfzig Jahren mit Moorsackungen in diesen Bereichen zwischen 50 und 80 cm je nach Bodenverhältnissen (bei einem steigenden Meeresspiegel) zu rechnen (Tab. 15) (NIEUWENHUIS & SCHOKKING 1997). Durch die Aufrechterhaltung einer tiefen Entwässerung entstehen nicht nur ökologische Folgeschäden sondern auch ökonomische Schäden, z.B. durch Zerstörungen an Gebäuden (Abb. 25)(SCHOUWENAARS 2000). In Dänemark zeigt das Renaturierungsprojekt Skjern Au, daß eine hydrologisch naturnähere Gestaltung auch in der ebenen Geest möglich ist.

Tab. 15: Angaben über entwässerungsbedingte Höhenverluste (Sackungen) in Abhängigkeit von der mittleren Entwässerungstiefe für Moorböden in der Provinz Friesland (Niederlande) (NIEUWENHUIS & SCHOKKING 1997).

Entwässerungstiefe	Erwartete Höhenverluste in 50 Jahren (m)	
	Moorböden ohne Tonüberdeckung	Moorböden mit Tonabdeckungen
0.4 m	0.3 - 0.4	0.1 - 0.2
0.8 m	0.5 - 0.6	0.3 - 0.4
1.2 m	0.7 - 0.8	0.5 - 0.6

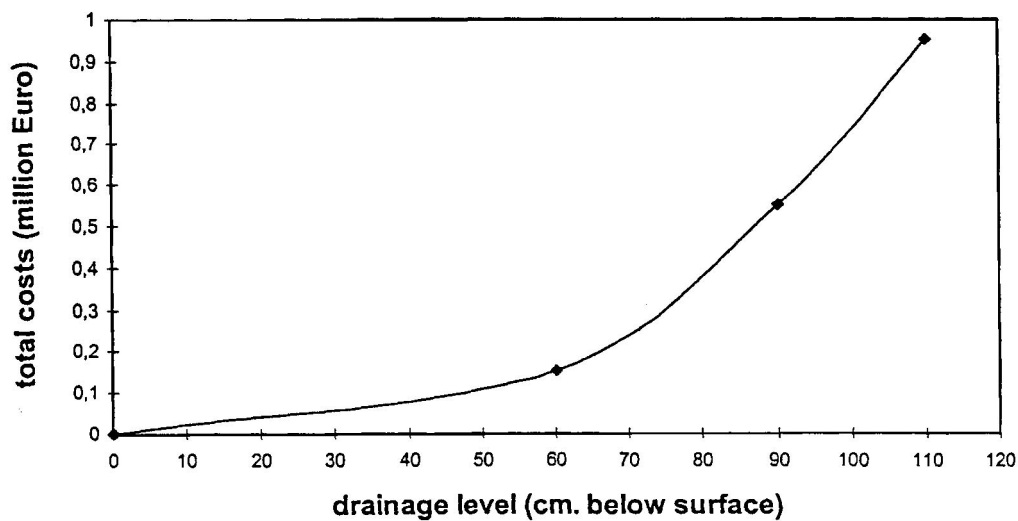


Fig. 25: Schadenskosten durch Sackung in Abhängigkeit von der mittleren Entwässerungstiefe für den Polder Echten in der Provinz Friesland, Niederlande (~2000 ha)(SCHOUWENAARS 2000).

Zur Verminderung des Stoffaustrags sind grundwasser- und gewässernahe Böden im Sinne einer vorsorgeorientierten Landwirtschaft zu nutzen, bereits durch ein leichtes Anheben der Schöpfwerkswasserstände können die Torfschwundraten reduziert werden.

6.8 Überslickte Moore in der Marsch

Der westliche Landesteil Schleswig-Holsteins ist geomorphologisch noch sehr jung. Die nacheiszeitlichen, großflächigen Vermoorungen wurden durch den Meeresspiegelanstieg und damit verbundene Sedimentationsvorgänge gestoppt. Unter der teilweise mehrere Meter mächtigen Kleiauflage befinden sich häufig Torfe unterschiedlicher Mächtigkeit. Die hydrologischen Bedingungen in der Marsch werden aktuell durch die Wasserwirtschaft gesteuert.

Da die Moore hier nicht mehr an der Geländeoberfläche liegen, werden sie nur der Vollständigkeit halber erwähnt.

7 Übersicht regionale Feuchtgebietstypen

Regionale Feuchtgebietstypen lassen sich anhand der in Tabelle 16 aufgelisteten Merkmale differenzieren. Die tabellarische Übersicht verdeutlicht, daß aufgrund der komplexen Merkmale von Mooren sich die Zahl der möglichen Typen schnell potenziert. Die Berücksichtigung der Merkmale Torf und Mudde ohne Tiefendifferenzierung sowie die Einzugsgebietsbreite und Niederungsbreite mit nur zweifacher Differenzierung (schmal; breit) ergibt bereits 8 mögliche theoretische Fälle; jedes zur Differenzierung hinzugezogene weitere Merkmal sowie jede weitere feinere Merkmalsdifferenzierung potenziert die Zahl der Subtypen.

Um diese komplexen Verhältnisse für ein Landnutzungsmangement und die Landesplanung handhabbar zu machen, wurden sieben typische Merkmalskombinationen für Schleswig-Holstein als regionale Niederungstypen definiert. Die hier vorgestellte Gliederungskonzeption muß in der Folgezeit durch Testanwendungen in der Praxis überprüft und im Rahmen eines iterativen Prozesses ergänzt werden.

Tab. 16: Übersicht über Gliederungsparameter und deren Eigenschaften zur Bewertung von Mooren im Landschaftsstoffhaushalt.

Parameter	Variable	Eigenschaften			
Torfe					
↙	Mächtigkeit	flach (< 1 m)	tief (> 1 m)		
↙	botanische Torfarten	ergänzend			
↙	pH; C/N-Verhältnis	ergänzend			
Mudde					
↙	Verbreitung	nein	teilweise	ja	
↙	Substrate	ergänzend			
Morphologie					
↙	Niederungsbreite	schmal (< 100 m)	mittel (100 - 250 m)	breit (> 250 m)	
↙	Moorfläche	klein (< 10 ha)	mittel (10 - 100 ha)	groß (> 100 ha)	
↙	Einzugsgebietsbreite	schmal (< 250 m)	mittel (250 - 500)	breit (> 500 m)	
↙	Umgebungsgeologie	Geschiebelehme	Sande		
↙	Gewässernetzanbindung	keine	Fließgewässer	Küste	See
Anthropogene Veränderungen					
↙	Entwässerung	keine	schwach	mittel	tief
↙	Nutzung	keine	extensiv	mittel-intensiv	intensiv

In der folgenden Tabelle 17 werden die regionalen Niederungstypen mit ihren wichtigsten Eigenschaften übersichtlich dargestellt.

Tab. 17: Übersicht über die regionalen Niedermoortypen Schleswig-Holsteins mit ihren charakterisierenden Eigenschaften. Naturraum: OH = östliches Hügelland, VG = Vorgeest, HG = Hohe Geest, M = Marsch.

Nr	Name	Naturraum	Fläche	Moormächtigkeit	Umgebungsrelief	Mudde	Grundwassereinfluß	Gewässereinfluß	Regenwassereinfluß	Gewässerranbindung
1	Küstenüberflutungsmoor	OH	kleinflächig	flach	eben	nein/ja	gering	geringe	gering	Küste, Fließgewässer
2	Quellmoore	OH	kleinflächig	flach - tief	reliefiert	nein/ja	hoch	keine	gering	Fließgewässer
3	Kesselmoore	OH	kleinflächig	tief	reliefiert	(ja)	mittel	keine	hoch	keine
4	Seeverlandung	OH	flächig - linear	tief	reliefiert	ja	mittel	hoch	mittel	Stillgewässer
5	Flußtalmoore	OH	flächig - linear	tief	reliefiert	ja	mittel	hoch	hoch	Fließgewässer
6	Moorkomplexe in Sanderflächen	VG	flächig - linear	flach - tief	eben	nein	hoch	hoch	hoch	Fließgewässer
7	Moorkomplexe in Durchbruchstätern	HG	großflächig	flach - tief	reliefiert	nein/(ja)	hoch	hoch	hoch	Fließgewässer
8	überschlickte Moore	M	großflächig	-	eben	-	-	-	-	Küste, Fließgewässer

8 Anwendungsbeispiele des Pfad-Transformations Models

In diesem Kapitel wird das Pfad-Transformations-Model beispielhaft für ausgewählte unterschiedliche Regionaltypen angewendet.

8.1 Pohnsdorfer Stauung

Die Pohnsdorfer Stauung entstand als Verlandungsmoor in einer durch Toteis geformten etwa 100 ha großen Niederung der Neuwührener Au (Abb. 26)(WEERTS 1997; TREPEL 2000).

Das Niedermoor der Pohnsdorfer Stauung wird dem Regionaltyp eines Flußalniedermoores im östlichen Hügelland in der flächigen Variante zugeordnet.

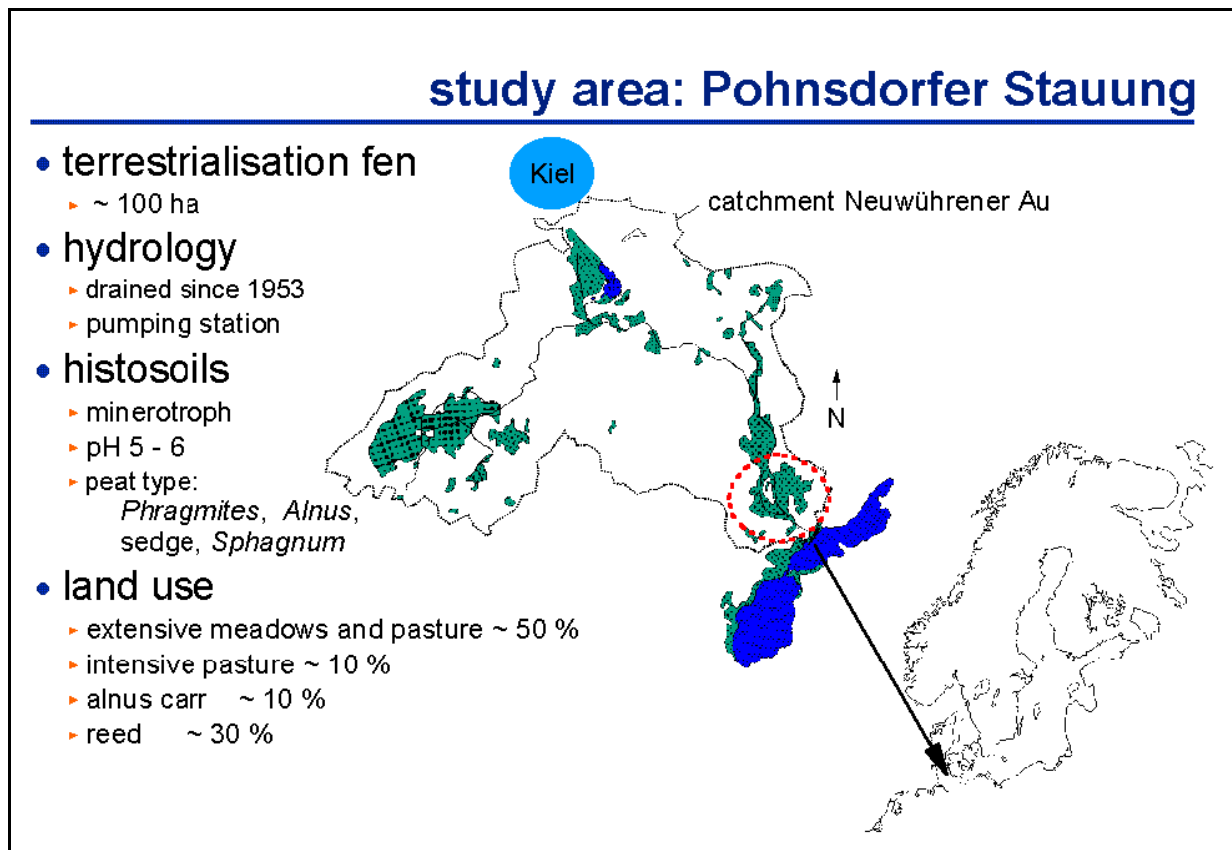


Fig. 26: Lage und charakteristische Eigenschaften der Pohnsdorfer Stauung.

Die Pohnsdorfer Stauung hat während ihrer Genese als Verlandungsmoor Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet der Neuwührener Au (38 km²), einem kleinerem Grundwassereinzugsgebiet von 2 km² sowie über Niederschläge auf die Feuchtgebietsfläche (125 ha) erhalten. Durch die Entwässerungsmaßnahmen seit Beginn der fünfziger Jahre ist die Niederung durch den Bau eines Schöpfwerkes sowie die Bedeichung der Neuwührener Au hydrologisch von ihrem Hauptwasserzustrom entkoppelt.

Mit dem Pfad-Transformations-Konzept würden für die Pohnsdorfer Stauung verschiedene wasserwirtschaftliche Varianten mit dem Tabellenprogramm EXCEL gerechnet. Zur Berechnung der Flächengröße werden die Tabelle 18 zusammengestellten Angaben benötigt.

Tab. 18: Flächenhafte Eingangsdaten für das Pfad-Transformations-Konzept.

	Einheit	Beispiel
Feuchtgebietsfläche	ha	125.00
Fließgewässereinzugsgebiet	km ²	38.00
laterales Einzugsgebiet	km ²	2.00
Anteil Hänge an lateralem Einzugsgebiet	%	0.25
Anteil Hangfläche gedränt	%	0.50
Anteil Flächen bis 500 m ohne Hänge	%	0.50
Anteil Flächen weiter als 500 m	%	0.25

Nach den Angaben aus Tabelle 8 ergeben sich folgende Flächengröße für die Errechnung der anströmenden Wassermengen: Feuchtgebietsfläche 125 ha, Fließgewässereinzugsgebiet 3800 ha, das lateral angrenzende Einzugsgebiet hat eine Fläche von 200 ha, die wie folgt unterteilt werden: gedränte Hangfläche 25 ha, ungedränte Hangfläche 25 ha, Flächen bis 500 m Entfernung 100 ha und Flächen über 500 m Entfernung 50 ha. In Tabelle 19 sind die nach den Regeln in 4.1 errechneten pfadspezifischen Wassermengen, sowie die Stoffkonzentrationen und die sich daraus ergebenden Stofffrachten dargestellt.

Tab. 19: Pfadspezifische Wassermengen, Stickstoffkonzentrationen und die sich daraus ergebenden Stoffeinträge für das Feuchtgebiet der Pohnsdorfer Stauung unter aktuellen Verhältnissen.

Eintragspfad	Wassermenge [m ³ a ⁻¹]	Stoffkonzentration [Nges mg l ⁻¹]	Fracht [kg Nges a ⁻¹]	Frachtanteil [%]
Netto-Niederschlagsüberschuß	312500	1.5 * 3.2	1500.00	2.1
Starkregenzulauf vom Hang	24750	5.0	123.75	0.2
Interflow vom Hang	70125	10.0	701.25	1.0
Hangdränagenzulauf	70125	20.0	1402.5	2.0
junges oxische Grundwasser	330000	10.0	3300.00	4.7
altes anoxisches Grundwasser	165000	1.0	165.00	0.2
Entlastung Liegendes	0	0.5	0.00	0.0
Zufluß Gewässer	12540000	5.0	62700.00	89.7
Summe	13512500		68861.25	100.0

Die pfadspezifischen Stoffkonzentrationen orientieren sich an der auf Datenauswertung beruhenden Tabelle 13 und 14; insbesondere die Stoffkonzentrationen für den Zulauf über Starkregenereignisse, Interflow und Hangdränagen sind mit Unsicherheiten behaftet. Mengenmäßig ist insbesondere der Eintrag über das Gewässernetz mit 62.7 t N jährlich mit einem Anteil von knapp 90 % von erheblicher Bedeutung. Die Einträge aus dem lateralen Einzugsgebiet haben nur einen Anteil von etwa 8 % an den Gesamteinträgen. In dem Beispiel verteilen sich die anströmenden Wassermengen von acht Pfaden auf fünf Austragspfade (Gräben, Drainagen, Oberflächenabfluß, Durchströmung und Gewässer).

Für die Pohnsdorfer Stauung werden folgende Verteilungsmatrix und Stofftransformationsmatrix verwendet.

WASSERVERTEILUNGSMATRIX		Austragspfade				
<i>Pohnsdorf akt.</i>		Graben	Drainage	Sättigungs.	Durchströmung	Gewässer
Eintragspfade	Netto-Niederschlagsüberschuß	0.025	0.025	0.1	0.85	.
	Starkregenzulauf vom Hang	0.75	0.25	.	.	.
	Interflow vom Hang	0.75	0.25	.	.	.
	Hangdränagenzulauf	0.75	0.25	.	.	.
	junges oxische Grundwasser	0.75	0.25	.	.	.
	altes anoxisches Grundwasser	0.75	0.25	.	.	.
	Entlastung Liegendes	0.75	0.25	.	.	.
	Zufluß Gewässer	.	.	.	.	1

STOFFTRANSFORMATIONSMATRIX		Austragspfade				
<i>Pohnsdorf akt.</i>		Graben	Drainage	Sättigungs.	Durchströmung	Gewässer
Eintragspfade	Netto-Niederschlagsüberschuß	0.5	0.8	0.4	0.4	.
	Starkregenzulauf vom Hang	0.4	0.7	.	.	.
	Interflow vom Hang	0.4	0.7	.	.	.
	Hangdränagenzulauf	0.4	0.7	.	.	.
	junges oxische Grundwasser	0.5	0.7	.	.	.
	altes anoxisches Grundwasser	0.5	0.7	.	.	.
	Entlastung Liegendes	0.5	0.7	.	.	.
	Zufluß Gewässer	.	.	.	.	0.9

Nach den Ergebnissen des Modells beträgt der Stickstoffeintrag in das Feuchtgebiet 69893 kg N a⁻¹; in dem Feuchtgebiet werden 9861 kg N a⁻¹ zurückgehalten, so daß sich ein Austrag von 60031 kg N a⁻¹ ergibt. Dies entspricht einer Retentionseffizienz von 0.14 (14 %). Die mittlere Stickstoffkonzentration aller Eintragspfade beträgt 5.1 mg l⁻¹, die Stickstoffkonzentration im Abfluß beträgt 4.4 mg l⁻¹. Tabelle 20 gibt zusätzlich die Retentionseffizienz für die einzelnen Eintragspfade an.

Tab. 20: Ergebnisse des Pfadtransformationsmodells für die Pohnsdorfer Stauung unter aktuellen hydrologischen Verhältnissen.

Eintrag, abs.	kg N a ⁻¹	69893
Austrag, abs.	kg N a ⁻¹	60031
Konzentration Zufluß	mg l ⁻¹	5.2
Konzentration Abfluß	mg l ⁻¹	4.4
Retentionsleistung		
Retention Niederschlag	-	0.59
Retention Starkregenzulauf	-	0.38
Retention Interflow	-	0.53
Retention Hangdränagenzulauf	-	0.53
Retention junges oxisches GW	-	0.45
Retention anoxisches GW	-	0.45
Retention Liegendes	-	0.00
Retention Gewässer	-	0.10
Retention, absolut	-	0.14

Durch Veränderungen in der Wasser-Verteilungsmatrix kann die Retentionsleistung in diesem Beispiel optimiert werden. Die Möglichkeit einen Teil des Fließgewässerzuflusses durch die Niederung zu leiten, wird durch eine Aufteilung in der Wasser-Verteilungsmatrix wie folgt abgebildet: 0.1 Abfluß über Gräben, 0.3 Abfluß an der Oberfläche und 0.6 des

Flußwassers gelangen nicht in die Niederung (unter aktuellen Bedingungen beträgt dieser Wert 1 und alle übrigen 0). Mit dem Pfad-Transformations-Model werden folgende Retentionsraten prognostiziert (Tab. 21):

Tab. 21: Ergebnisse des Pfadtransformationsmodells für die Pohnsdorfer Stauung unter veränderten hydrologischen Verhältnissen, teilweise Einleitung der Neuwührener Au.

Eintrag abs.	kg N a ⁻¹	69893
Austrag abs	kg N a ⁻¹	46237
Retention abs.	kg N a ⁻¹	23655
Konzentration in	mg l ⁻¹	5,2
Konzentration out	mg l ⁻¹	3,4
Gesamtretention	-	0,34
Niederschlag	-	0,59
Starkregenzulauf	-	0,38
Interflow	-	0,53
Hangdränagenzulauf	-	0,53
junges oxisches Grundwasser	-	0,45
anoxisches Grundwasser	-	0,45
Gewässer	-	0,32

Mit einem mittleren jährlichen Gesamtstickstoffaustrag von etwa 46.2 t N jährlich hat sich der Austrag gegenüber der aktuellen Variante um 13.8 t N vermindert. Dies entspricht einer Frachtenreduzierung von 22.9 %, d. h. durch die teilweise Einleitung der Neuwührener Au in die Pohnsdorfer Stauung kann der Austrag aus dem Einzugsgebiet der Neuwührener Au in den Postsee um ein Viertel reduziert werden.

8.2 Flußalniedermoor Eidertal

Der Moorkomplex entlang der Eider zwischen Schmalstede und Flintbek wird dem Typ Flußalniedermoor in einer flächig-linearen Variante zugeordnet. Die Anströmverhältnisse in diesem Moorkomplex sind bereits in Abbildung 22 dargestellt. Die Genese des Eidertals ist ausführlich bei TREPEL (2000) beschrieben, eine geohydrologische Beschreibung geben VAN DER AA et al. (2001). Für die Anwendung des Pfad-Transformations-Modells in dem Flußalniedermoor werden folgende Flächendaten verwendet:

- Fließgewässereinzugsgebiet von 120 km²; entspricht der Größe des Eider Einzugsgebietes bei Schmalstede,
- Feuchtgebietsgröße von 150 ha, entspricht in etwa der Niedermoorfläche aus der digitalen Moorkarte, sowie
- ein laterals grundwassergeprägtes Einzugsgebiet von 15 km², dies entspricht der Zunahme der Einzugsgebietsgröße bis zum Pegel Flintbek auf 135 km².

Zur Berechnung der pfadspezifischen Eintragsfrachten wird das seitliche Einzugsgebiet wie folgt unterteilt, Hangflächenanteil 10 %, Flächenanteil bis 500 m (junges oxisches Grundwasser) 50 % daraus ergibt sich eine Restflächenanteil von 40 % für das anoxische Grundwasser. Es wird angenommen, da das Eidertal sehr steile und gut durchlässige Hänge

aufweist, daß der Anteil der gedränten Hänge nur 25 % beträgt. Da das Eidertal aufgrund seiner geologischen Struktur sehr reich an Quellen ist, wird eine Entlastung aus dem Liegenden von 25000 m³ pro Jahr angenommen, dies entspricht in etwa der von VAN DER AA et al. (2001) ermittelten Entlastung von 185 m³ d⁻¹ aus einer Fläche von 4 km². In Tabelle 22 sind die eingetragenen Wassermengen und pfadspezifischen Stofffrachten übersichtlich zusammengefaßt.

Tab. 22: Pfadspezifische Wassermengen, Stickstoffkonzentrationen und die sich daraus ergebenden Stickstoffeinträge zur Anwendung des Pfad-Transformations-Models im Eidertal.

Eintragspfade	Wasser		Konzentration	Fracht	
	m³ a ⁻¹	%	mg N l ⁻¹	kg N a ⁻¹	%
Netto-Niederschlagsüberschuß	375000	0,8	1,5	1800	0,8
Starkregenzulauf vom Hang	74250	0,2	5,0	371	0,2
Interflow vom Hang	315562,5	0,7	10,0	3156	1,4
Hangdränagenzulauf	105187,5	0,2	20,0	2104	0,9
junges oxische Grundwasser	2475000	5,5	10,0	24750	10,7
altes anoxisches Grundwasser	1980000	4,4	1,0	1980	0,9
Entlastung Liegendes	250000	0,6	0,5	125	0,1
Zufluß Gewässer	39600000	87,7	5,0	198000	85,2
Summe	45175000	100,0		232286	100,0

Das Eidertal ist durch zahlreiche Gräben sowie durch die Begradigung und Vertiefung der Eider in seiner hydrologischen Dynamik gestört. Überflutungen bzw. ein Zustrom von Flußwasser waren während der Moorgenese kennzeichnend für das Gebiet. Gegenwärtig sind die Überflutungsdauer und Überflutungsfrequenz aufgrund der Gewässervertiefung nur noch gering. Das seitlich zufließende Grundwasser wird meist über Gräben abgeführt, Teile der Moorfläche sind gedränt. Aus diesen Informationen ergeben sich für das Eidertal folgende Wasser-Verteilungsmatrix und Stofftransformationmatrix.

WASSERVERTEILUNGSMATRIX		Austragspfade				
<i>Eidertal aktuell</i>		Graben	Drainage	Sättigungs.	Durchströmung	Gewässer
Eintragspfade	Netto-Niederschlagsüberschuß	0.4	0.3	0.1	0.2	.
	Starkregenzulauf vom Hang	0.7	0.2	.	0.1	.
	Interflow vom Hang	0.7	0.2	.	0.1	.
	Hangdränagenzulauf	0.7	0.2	.	0.1	.
	junges oxische Grundwasser	0.7	0.2	.	0.1	.
	altes anoxisches Grundwasser	0.7	0.2	.	0.1	.
	Entlastung Liegendes	0.7	0.2	.	0.1	.
	Zufluß Gewässer	0.05	.	0.05	.	0.9

STOFFTRANSFORMATIONSMATRIX		Austragspfade				
<i>Eidertal aktuell</i>		Graben	Drainage	Sättigungs.	Durchströmung	Gewässer
Eintragspfade	Netto-Niederschlagsüberschuß	-0.3	-0.5	0.4	0.2	.
	Starkregenzulauf vom Hang	0.6	0.8	.	0.2	.
	Interflow vom Hang	0.6	0.8	.	0.2	.
	Hangdränagenzulauf	0.6	0.8	.	0.2	.
	junges oxische Grundwasser	0.6	0.8	.	0.2	.
	altes anoxisches Grundwasser	0.6	0.8	.	0.2	.
	Entlastung Liegendes	0.6	0.8	.	0.2	.
	Zufluß Gewässer	0.6	.	0.4	.	0.9

Die negativen Stofftransformationskoeffizienten für den Niederschlag bewirken eine mineralisationsbedingte Aufkonzentrierung, dabei entspricht ein Wert von -0.3 einem Stoffaustrag von $15.6 \text{ kg N ha a}^{-1}$ und -0.5 von $18 \text{ kg N ha a}^{-1}$. Der angenommen Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser liegt damit in der Größenordnung extensiv genutzter Bestände und geht von einer Nitrifikation-Denitrifikation Prozeßkette auf den entwässerten Niedermoorböden aus (TREPEL 2000, TREPEL & REICHE in press.). Unter den oben genannten Angaben ergibt sich für das Eidertal unter aktuellen hydrologischen Verhältnissen eine Stickstoffretention von 0.17 (17 %). Der Eintrag von 232 t N über alle Pfade wird um 40 t auf 191 t reduziert. Dabei wird der Eintrag über die Grundwasserpfade um jeweils 40 % vermindert. Die Entwässerung der Niedermoorböden bewirkt eine Aufkonzentrierung der an den Niederschlag gebundenen Abfließpfade Gräben und Dränagen um 5 %, so daß die Niedermoorböden als (leichte) Stoffquelle wirken. Die Retention von Einträgen über das Fließgewässernetz ist mit einem Wert von 0.14 (14 %) nur als gering zu bezeichnen.

Eine weitere Reduzierung der Stickstoffausträge aus dem Eidertal kann über zwei Wege erfolgen. Die in Tabelle 22 dargestellten Anteile der pfadspezifischen Wassermengen und Stickstofffrachten zeigen bereits, daß über das seitlich zuströmende Wasser insbesondere über das junge oxische Grundwasser etwa 10 % der eingetragenen Fracht eingetragenen werden, mit einem Anteil an den zufließenden Wassermengen von nur 5 % ist der Stoffeintrag im Vergleich überproportional hoch. Gleichzeitig zeigt Tabelle 22, daß mehr als 85 % der Wassermengen und der Stickstofffrachten über die Eider selber eingetragenen werden. Eine Verbesserung der Transformationseffizienz im Eidertal kann also sowohl an dem überproportionalen Einträgen über das Grundwasser ansetzen wie auch durch Verbesserung der Transformation entlang des Fließgewässerabfließpfades.

Zur Optimierung der Stickstofftransformation im Eidertal werden drei Varianten mit dem Pfad-Transformations-Model durch Veränderung der Wasser-Verteilungsmatrix gerechnet:

- Reduzierung der Entwässerungseinrichtungen wie Gräben und Dränagen,
- Anheben der Gewässersohle und damit Erhöhe der Überflutungsfrequenz,
- Kombination beider Maßnahmen.

WASSERVERTEILUNGSMATRIX		Austragspfade				
<i>Eidertal Grundwasser optimiert</i>		Graben	Drainage	Sättigungs.	Durchströmung	Gewässer
Eintragspfade	Netto-Niederschlagsüberschuß	0.5	.	0.3	0.2	.
	Starkregenzulauf vom Hang	0.5	.	0.3	0.2	.
	Interflow vom Hang	0.5	.	0.3	0.2	.
	Hangdränagenzulauf	0.5	.	0.3	0.2	.
	junges oxische Grundwasser	0.5	.	0.3	0.2	.
	altes anoxisches Grundwasser	0.5	.	0.3	0.2	.
	Entlastung Liegendes	0.5	.	0.3	0.2	.
	Zufluß Gewässer	0.05	.	0.05	.	0.9

WASSERVERTEILUNGSMATRIX		Austragspfade				
<i>Eidertal Fließgewässer opti.</i>		Graben	Drainage	Sättigungs.	Durchströmung	Gewässer
Eintragspfade	Netto-Niederschlagsüberschuß	0.4	0.3	0.1	0.2	.
	Starkregenzulauf vom Hang	0.7	0.2	.	0.1	.
	Interflow vom Hang	0.7	0.2	.	0.1	.
	Hangdränagenzulauf	0.7	0.2	.	0.1	.
	junges oxische Grundwasser	0.7	0.2	.	0.1	.
	altes anoxisches Grundwasser	0.7	0.2	.	0.1	.
	Entlastung Liegendes	0.7	0.2	.	0.1	.
	Zufluß Gewässer	0.15	.	0.1	0.05	0.7

WASSERVERTEILUNGSMATRIX		Austragspfade				
<i>Eidertal optimiert</i>		Graben	Drainage	Sättigungs.	Durchströmung	Gewässer
Eintragspfade	Netto-Niederschlagsüberschuß	0.5	.	0.3	0.2	.
	Starkregenzulauf vom Hang	0.5	.	0.3	0.2	.
	Interflow vom Hang	0.5	.	0.3	0.2	.
	Hangdränagenzulauf	0.5	.	0.3	0.2	.
	junges oxische Grundwasser	0.5	.	0.3	0.2	.
	altes anoxisches Grundwasser	0.5	.	0.3	0.2	.
	Entlastung Liegendes	0.5	.	0.3	0.2	.
	Zufluß Gewässer	0.15	.	0.1	0.05	0.7

In der ersten Variante, Grundwasser optimiert, wirken sich die veränderten Wasserpfade auch auf die Wasserstände im Gebiet aus, so daß die Stickstofftransformationskoeffizienten des Niederschlages auf -0.2 bei Grabenabfluß gesetzt wurde, um eine leicht verminderte Stickstoffmineralistaion darzustellen. In Tabelle 23 sind die Ergebnisse dieser Pfadoptimierung auf den Stickstoffaustrag der drei Varianten im Vergleich mit der aktuellen Situation dargestellt.

Tab. 23: Stickstoffausträge aus dem Eidertal bei unterschiedlicher wasserwirtschaftlicher Bewirtschaftung quantifiziert mit dem Pfad-Transformations-Ansatz; GW: Grundwasserzustrom optimiert, FG: Fließgewässerzustrom optimiert.

		aktuell	GW	FG	GW + FG
Eintrag abs. [kg N a]	t N a	232,3	232,3	232,3	232,3
Austrag abs [kg N a]	t N a	191,7	186,6	173,8	168,8
Retention abs. [kg N a]	t N a	40,6	45,7	58,4	63,5
Konzentration in [mg l]	mg l	5,1	5,1	5,1	5,1
Konzentration out [mg l]	mg l	4,2	4,1	3,8	3,7
Retentionskoeffizienten, gesamt	-	0,17	0,20	0,25	0,27
Niederschlag	-	-0,05	0,24	-0,05	0,24
Starkregenzulauf	-	0,40	0,54	0,40	0,54
Interflow	-	0,40	0,54	0,40	0,54
Hangdränagenzulauf	-	0,40	0,54	0,40	0,54
junges oxisches Grundwasser	-	0,40	0,54	0,40	0,54
anoxisches Grundwasser	-	0,40	0,54	0,40	0,54
Liegendes	-	0,40	0,54	0,40	0,54
Fließgewässer	-	0,14	0,14	0,23	0,23
Veränderung gegenüber aktuell	%	0,0	12,5	43,9	56,3
Verringerung des Austrags gegenüber aktuell	t N a	0,0	5,1	17,8	22,9

Durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen kann nach Berechnungen mit dem Pfad-Transformations-Ansatz der Stickstoffaustrag aus dem Einzugsgebiet der Eider am Pegel Flintbek zwischen 17 und 27 % reduziert werden. Die Optimierung der lateralen Anströmverhältnisse erhöht die Gesamtretention von 17 auf 20 %. Gegenüber den aktuellen Verhältnissen erhöhen sich die zurückgehaltene Stoffmenge von 5.1 t N um 12.5 %. Ein Anheben der Gewässersohle und damit erhöhte Überflutungen vermindern den Stickstoffaustrag um 25 %, durch eine Kombination beider Maßnahmen kann der Stickstoffaustrag aus dem Einzugsgebiet um 27 % vermindert werden.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, daß das Pfad-Transformations-Model einen steady-state Massenbilanz Ansatz verfolgt, so daß interne bei einer Vernässung mögliche Rücklösungsvorgänge nicht abgebildet werden. An diesem Beispiel wird deutlich, daß das Pfad-Transformations-Model die Wirkung unterschiedlicher wasserwirtschaftlicher Maßnahmen quantifizieren kann. Die Ergebnisse können dann von den Entscheidungsträgern in Politik und Verwaltung zur Auswahl und Begründung entsprechender Maßnahmen verwendet werden. Hierbei sind unter Umständen Maßnahmen zur Optimierung der lateralen Fließwege trotz geringerer Retentionseffizienz geeigneter, da sie aufgrund eines geringeren Flächenbedarfs schneller umgesetzt werden können, als aus Sicht der Stoffretention effektivere Maßnahmen am Gewässer selber.

8.3 Buckener Au

Die Buckener Au ist ein Nebengewässer der Stör. Das 60 km² große Einzugsgebiet liegt im liegt im Bereich der Geest, das Niederung der Buckener Au entwickelte sich in einem ehemaligen Gletscherzungenbecken. MARTINI (2001) gliedert die Niederungen im Einzugsgebiet der Buckener Au auf der Grundlage einer geologischen Kartierung in fünf Niederungstypen (1) quellnahe Niederungen im Hochsander, (2) Niederungen in der Sanderwurzel, (3) Niedermoor über Schmelzwassersanden, (4) Niedermoor über Sanden über Eisstausee und (5) Niedermoor über Mudde über Sand in Druchbruchstälnern. Nach einer mehrskaligen Bilanzierung der Stoffein- und Austräge in diesem Einzugsgebiet zeigte insbesondere der Niederungstyp 4 Niedermoor über Sand über Eisstausee aufgrund seiner speziellen geohydrologischen Situation eine nur geringe Retentionsleistung von nur 10 %. In dem Niederungsgebiet fließen der gesamte laterale Wasser- und Stoffeintrag über den Drainage- und flachen Grundwasserpfad ab. Beide Pfade zeichnen sich durch nur geringe Transformationskoeffizienten aus. Zudem führen die entwässerten Niedermoorböden in dieser Niederung mineralisationsbedingt zu einer Erhöhung der Stickstoffausträge. MARTINI (2001) empfiehlt daher in seinen Vorschlägen für einen Managementplan zur Reduzierung der Stofffrachten der Buckener Au in der Niederung des Typs 4 u.a. folgende Maßnahmen:

- im grundwasserfernen Einzugsgebiet, eine Nutzungseinschränkung der Hangflächen,
- in der Niederung eine Beseitigung der Dränagen und eine Nutzungsextensivierung,
- sowie am Gewässer ein Anheben der Gewässersohle.

Mit dem Pfad-Transformations-Modell wird die Wirkung dieser drei möglichen Varianten im Vergleich zur aktuellen Situation dargestellt. Für die Anwendung des Pfad-Transformations-Modells werden folgende Flächendaten benötigt: Feuchtgebietsfläche 440, vorgeschaltetes Einzugsgebiet 42 km² und grundwasserfernes Einzugsgebiet 1.3 km². Den geomorphologischen Bedingungen der Vorgeest entsprechend ist der Anteil der Hänge am grundwasserfernen Einzugsgebiet mit 10 % gering. Es wird angenommen das 90 % des grundwasserfernen Einzugsgebietes gedrönt sind. Den klimatischen Verhältnissen in diesem Raum entsprechend werden in Anlehnung an MARTINI (2001) die Grundwasserneubildung auf Mineralböden mit 460 mm/a sowie die Grundwasserneubildung auf Niederungsböden mit 410 mm/a zur Berechnung der eingetragenen Wassermengen verwendet. In Tabelle 24 sind die pfadspezifischen Wassermengen, Stickstoffkonzentrationen² und Stickstoffeinträge zusammengefaßt.

Tab. 24: Wasser und Stickstoffeinträge entlang unterschiedlicher hydrologischer Pfade für den Niederungstyp Eisstausee in der Buckener Au. Die Stickstoffkonzentration im Niederschlag wird um den Faktor 3.2 bei durch Verdunstung aufkonzentriert; %_g Gesamtanteil und %_l Anteil an lateralen Pfaden.

Eintragspfade	mg N l ⁻¹	Wasser			Stickstoff		
		m ³ a ⁻¹	% _g	% _l	t a ⁻¹	% _g	% _l
Netto-Niederschlagsüberschuß	1,5 _{3.2}	1804000	8,3	75,1	8,7	7,8	57,5
Starkregenzulauf vom Hang	5,0	8970	0,0	0,4	0,0	0,0	0,3
Interflow vom Hang	10,0	5083	0,0	0,2	0,1	0,0	0,3
Hangdränagenzulauf	20,0	45747	0,2	1,9	0,9	0,8	6,1
junges oxische Grundwasser	10,0	538200	2,5	22,4	5,4	4,8	35,8
Zufluß Gewässer	5,0	19320000	88,9		96,6	86,5	
Summe Einträge	-	21722000	100,0		111,7	100,0	
Summe laterale Einträge	-	2402000		100,0	15,1		100,0

In diesem Teilgebiet der Buckener Au ist das grundwasserferne Einzugsgebiet vergleichsweise klein die Niederung aber recht groß, so daß von den lateral anströmenden Wassermengen etwa Dreiviertel auf die Grundwasserneubildung in der Niederung und nur ein Viertel lateral zufließt. Dieses Verhältnis kommt auch bei den Stickstoffeinträgen zum Ausdruck, über die Niederschläge werden knapp 60 % des Stickstoffs eingetragen, während lateral vorwiegend über das junge oxische Grundwasser 40 % zufließen.

Unter aktuellen geohydrologischen Verhältnissen ergibt sich die folgende Wasser-Verteilungsmatrix für dieses Teilgebiet der Buckener Au. In diesem Beispiel wird das Niederungswasser und das Hangwasser vorwiegend über Dränagen (0.7) und nur zu einem geringen Teil über Gräben abgeführt. Das junge Grundwasser fließt der geologischen Situation entsprechend zu etwa einem Drittel unter der Niederung in einem schmalen Schmelzwasserband zwischen Torf und Ton des Eisstausees direkt ins Fließgewässer, Dreiviertel werden über Dränagen zum Gewässer abgeführt. Das Gewässer selber hat in

² Die Stickstoffkonzentrationen in diesem Bericht entsprechen den eingangs dokumentierten und decken sich nicht im Detail mit den von MARTINI (2001) verwendeten.

diesem Bereich keinen Austausch mit der Niederung, da es bis in den Mineralboden eingeschnitten ist.

WASSERVERTEILUNGSMATRIX		Austragspfade				
Eintragspfade	Buckener Au	Graben	Drainage	Sättigungs.	Durchströmung	Gewässer
	Netto-Niederschlagsüberschuß	0,3	0,7	.	.	.
	Starkregenzulauf vom Hang	0,3	0,7	.	.	.
	Interflow vom Hang	0,3	0,7	.	.	.
	Hangdränagenzulauf	0,1	0,9	.	.	.
	junges oxische Grundwasser	.	0,3	.	.	0,7
	Zufluß Gewässer	.	.	.	.	1

Um die mineralisationsbedingten Aufkonzentrierung des Sickerwassers in der Niederung abzubilden wird ein Transformationskoeffizient von -1 gewählt, so daß sich rechnerisch ein Stickstoffaustrag aus der Niederung mit dem Sickerwasser von 39,4 kg N ha a⁻¹ ergibt. Dies entspricht einem Gesamtaustrag mit dem Niederschlagswasser der Niederung von 17,3 t N a⁻¹. MARTINI (2001) gibt nach Modellierungen mit dem Prozeß basierten Modellsystem HERMES einen Stickstoffaustrag von Grünland auf grundwassernahen Niederungen mit im Mittel 49 kg N a⁻¹kg an, der allerdings mit Minimalwerten von 5 und Maximalwerten von 167 in sehr breiten Grenzen liegt. Unter aktuellen Verhältnissen beträgt der Gesamtstickstoffaustrag aus der Niederung 109,5 t N a⁻¹, die Retentionseffizienz ist mit nur 2,9 % sehr gering. Während der Stickstoffeintrag über den Fließgewässerpfad zu 10 % abgebaut wird, nehmen die seitlich zufließenden Stickstofffrachten um mehr als ein Drittel zu (Tab. 25).

Durch Änderung der Landnutzung auf den Hängen verringert sich der Stickstoffeintrag in die Niederung um 457 kg N a⁻¹. In dieser Variante wurde der Anteil der gedränen Hangfläche von 90 % auf 0 % herabgesetzt, so daß sich der Anteil der des Interflows von Hangflächen erhöht. Die mit nur 10 mg N l⁻¹ geringeren Konzentrationen im Interflow gegenüber den Hangdränagen (20 mg N l⁻¹) bewirken eine Verringerung der Stickstoffeinträge. Der verringerte Stoffeintrag in die Niederung führt bei gleichen Transformationskoeffizienten zu einer Verringerung des Stoffaustrages von 338 kg N a⁻¹. Die Wirkung dieser Maßnahme für das Gewässer ist damit gering.

Eine Vernässung der Niederung in Verbindung mit einer Nutzungsextensivierung verringert den Stickstoffaustrag um etwas mehr als 6 t N a⁻¹. Dazu wurden in dieser Variante die Transformationskoeffizienten der Wasserverteilungsmatrix für die Eintragspfade Starkregenzufluß, Hangdränagenzufluß und Interflow vollständig auf Grabenabfluß (1) umgeleitet, (in der aktuellen Variante werden diese Zuflüsse nur zu 30 % über Gräben und zu 70 % über Dränagen abgeführt.) Der Zufluß des jungen oxischen Grundwassers wird ebenfalls zu 70 % auf Grabenabfluß umgeleitet. Die Änderungen der Wasserverteilungsmatrix wirken sich auf die mittleren Wasserstände im Gebiet aus, so daß mit niedrigeren Mineralisationsraten zu rechnen ist. Der Transformationskoeffizient für den Niederschlags wird von -1 auf -0,5 herabgesetzt, dies entspricht einem Stickstoffaustrag mit dem

Sickerwasser von 29.5 kg N ha a⁻¹. Der Stoffrückhalt wird zu knapp 20 % durch die Veränderung der Wasserverteilungsmatrix und zu etwa 80 % durch die Nutzungsextensivierung herbeigeführt.

Ein Anheben der Gewässersohle ändert die Strömung in der Niederung grundlegend, in Teilen der Niederung nehmen Überflutungen zu. Ein Teil des lateral anströmenden Grundwassers fließt dadurch durch die Niederung (Verteilungskoeffizienten 0.2 Gräben, 0.4 Dränagen und 0.4 Gewässer). Durch diese Maßnahme verringert sich der Stoffaustrag um 14 t N, insbesondere wird die über den Gewässerpfad eingetragene Fracht zurückgehalten.

Tab. 25: Stickstoffein- und Austräge aus dem Gebiet der Buckener Au. Aktuelle Situation im Vergleich zu drei möglichen Maßnahmen.

Stoffeintrag [kg N a ⁻¹]	aktuell	Hänge	Niederung	Gewässer
Niederschlag	8659,2	8659,2	8659,2	8659,2
Starkregenzulauf	44,9	44,9	44,9	44,9
Interflow	50,8	508,3	50,8	50,8
Hangdränagenzulauf	914,9	0,0	914,9	914,9
junges oxisches GW	5382,0	5382,0	5382,0	5382,0
Gewässer	96600,0	96600,0	96600,0	96600,0
Summe	111651,8	111194,4	111651,8	111651,8
laterale Einträge	15051,8	14594,4	15051,8	15051,8
Stoffaustrag [kg N a ⁻¹]				
Summe	108389,7	108051,2	105217,5	97514,0
laterale Austräge	21449,7	21111,2	18277,5	18302,0
Austräge Gewässer	86940,0	86940,0	86940,0	79212,0
Stoffrückhalt, abs.	3262,1	3143,2	6434,3	14137,8
Retention (%)				
Ret gesamt	2,9	2,8	5,8	12,7
Ret lateral	-42,5	-44,7	-21,4	-21,6
Ret Gewässer	10,0	10,0	10,0	18,0
Veränderungen [kg N a ⁻¹]				
Delta Einträge	0,0	457,5	0,0	0,0
Delta Austräge	0,0	338,5	3172,2	10875,7

Die mit dem Pfad-Transformations-Model prognostizierten Wirkungen der drei Maßnahmen unterscheiden sich deutlich in ihrer Effizienz. Änderungen im grundwasserfernen Einzugsgebiet wirken sich nur marginal aus, da die von ihr zufließenden Stoffmengen über Hangdränagen und Interflow gering sind, eine Änderung der Landnutzung mit möglicherweise mittelfristig niedrigeren Sickerwasserkonzentrationen könnte die Effizienz erhöhen. Die Veränderung der Fließwege in der Niederung wirkt sich positiv aus, hier kann die Quellensträrke der Niederung um etwa ein Fünftel reduziert werden, die Hauptgewässerbelastung durch Mineralisation der organischen Substanz bleibt aufgrund der großen Fläche dennoch erhalten. Durch ein Anheben der Gewässersohle wirkt sich ebenfalls sehr günstig auf die Frachtenreduzierung aus.

9 Ökohydrologisches Management von Feuchtgebieten

Feuchtgebiete sind, wie eingangs dargestellt, wichtige Elemente eines flächendeckenden Gewässerschutzes. Entsprechend ihrer Lage im Einzugsgebiet und ihren hydrogeologischen Verhältnissen unterstützen sie jeweils unterschiedliche Speicher- und Transformationsprozesse. Eine Nutzung des naturräumlichen Potentials von Feuchtgebieten im Stoffrückhalt ist in der Regel mit Widerständen aus der Bevölkerung und hier insbesondere der Landwirtschaft verbunden. Die Wiederherstellung der natürlichen Fließwege hält das Wasser länger als gegenwärtig in der Fläche, so daß (berechtigte) Ängste vor Überflutungen bei in oder an der Niederung wohnenden Bevölkerungsgruppen, sowie Einkommenseinbußen bei in der Niederung wirtschaftenden Landwirten auftreten. Der Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen hängt wesentlich von der Bereitschaft der Öffentlichkeit und den direkt Betroffenen ab, die geplanten Maßnahmen mitzutragen. Eine sorgfältige und auf die jeweiligen Verhältnisse abgestimmte Planung kann bereits im Vorfeld auftretende Konflikte lokalisieren. Durch die Anwendung hydrologischer Modellsysteme lassen sich zum Beispiel Abflußspitzen und maximale Überflutungshöhen in Folge veränderter wasserwirtschaftlicher Rahmenbedingungen mit hoher Genauigkeit quantifizieren.

Zur Reduzierung der Gewässerbelastung bestehen nach einer Studie von BÖHM et al. 1999 im Auftrag des Umweltbundesamtes mehr als 70 Maßnahmenoptionen. Feuchtgebiete und Niederungen tragen im wesentlichen über drei Handlungsfelder zur Verbesserung der Wasserqualität bei: (I) die Reduzierung der Mineralisation in der Niederung, (II) die Verminderung der landseitigen Stoffeinträge durch ein Pufferzonenmanagement und (III) die Verminderung von der Einträge über das Gewässernetz durch ein Überflutungsmanagement (Abb. 27). Tabelle 26 gibt einen Überblick über diese Maßnahmen.

Tab. 26: Maßnahmen in Feuchtgebieten zur Verbesserung der Wasserqualität.

	Niederung	landseitige Pufferzone	Fließgewässerüberflutung
Ziel	Stoffausträge reduzieren	Grundwasser einträge reduzieren	Fließgewässereinträge reduzieren
Eignung	landwirtschaftlich genutzte und entwässerte Niederungen	(große) laterale Einzugsgebiete	(große) Fließgewässerzuflüsse
Limitierung	Vernässbarkeit der Niederung	Konzentration im Zufluß	Verweilzeit im Feuchtgebiet
Maßnahme	Vernässung der Fläche durch Grabenanstau und Grabeneinstau	Rückbau der Entwässerungseinrichtungen an den Niedrigungsgrenzen, insbesondere Fanggräben	Anheben des Fließgewässerstandes durch Verzicht auf Gewässerunterhaltung oder Rückbau von Schöpfwerken
Flächenbedarf	Niederung	Randzone Hang / Niederung	Überflutungsbereich der Niederung
Prozesse	Mineralisation	Denitrifikation	- Denitrifikation - Sedimentation

9.1 Reduzierung der niederungsbürtigen Stoffausträge

Eine Reduzierung der Stoffausträge aus Niedermooren ist auf allen mäßig bis stark entwässerten und insbesondere landwirtschaftlich genutzten Niedermoorböden sinnvoll. Über ein Anheben der mittleren Entwässerungstiefen zum Beispiel durch ein Anheben der Schöpfwerkspegel, Anheben der Grabensohlen oder durch den Verzicht auf Drainagen wird die mittlere Mineralisationsrate verringert. Weiterhin werden durch einen Verzicht auf bzw. Reduzierung der Stickstoffdüngung die Austräge über den Sickerwasserpfad ebenfalls reduziert.

Flachgründige Versumpfungsmoore über Sand und Niedermoore mit einem dichten Dränagenetz haben ein besonders hohes Risiko für Stoffausträge mit dem Sickerwasser, weil hier keine undurchlässigen Schichten den Nitrataustrag hemmen und das natürliche Retentionsprozesse aktivieren.

Ein Anheben der Wasserstände bis an die Geländeoberfläche schafft günstige hydrologische Standortbedingungen für ein Torfwachstum, so daß nicht nur die Stoffausträgee reduziert, sondern auch der Stoffeintrag unter Umständen durch eine erneute Torfbildung langfristig (in geringen Mengen) akkumuliert werden kann.

Eine Änderung der Landnutzung ist vor allem für im Mittel- und Unterlauf gelegene Niedermoore in großflächig entwässerten Landschaften sinnvoll, wenn im Fließgewässernetz keine weiteren natürlichen Senken wie Flachwasserbereiche oder Seen folgen, bevor die Gewässer ihre Frachten in die Meere eintragen.

9.2 Pufferzonenmanagement im angrenzenden Hangbereich

Durch ein Pufferzonenmanagement können die seitlich mit dem Grundwasser, Interflow, Dränagenzulauf oder bei Starkregen zufließenden Stoffeinträge in ihren Konzentrationen reduziert werden. Im Stickstoffhaushalt erfolgt der Stoffrückhalt vor allem durch den Prozeß der Denitrifikation. Ein Pufferzonenmanagement ist für alle Niederungen sinnvoll, die einen hohen Anteil der lateralen Wasserzuflüsse über schnelle Abflüßpfade (Interflow, Hangdränagen) aufweisen oder deren laterales Einzugsgebiet intensiv landwirtschaftlich genutzt wird. Darüberhinaus sind auch Bereiche mit Anschnitten tieferer Grundwasserleiter, in denen die mit dem Grundwasser zugeführten Stoffe entlastet werden, für ein Pufferzonenmanagement geeignet. Der Anteil schneller Abflüßpfade ist im östlichen Hügelland aufgrund des ausgeprägten Reliefs größer als in den flachen Bereichen der Vorgeest. Bei einem Pufferzonenmanagement kommt es darauf an, das landseitig anströmende Wasser zunächst durch den Torf und anschließend an der Oberfläche der Niederung zu leiten. Im Kontaktbereich zwischen Grundwasser und gesättigter Zone im Niedermoor führen die anaeroben Bedingungen einen Stoffumbau herbei. Der Verzicht auf Fanggräben am Hangfuß bleibt in seinen Auswirkungen auf die Wasserstände räumlich vor allem auf diese schmalen Streifen beschränkt. Unter Umständen kann die Maßnahmen auch zu einem Anstieg der Wasserstände in der Niederung führen, so daß sich gleichzeitig die Stoffausträge der Niederung verringern.

9.3 Fließgewässermanagement

Fließgewässer und Niederung bilden eine funktionale Einheit, die durch Überflutungs- und Flachwasserzonen gekennzeichnet sind. Durch Flußbegradigungen, Vertiefungen, Bedeichungen oder den Bau von Schöpfwerken wurde der Kontaktbereich zwischen Fließgewässer und Niederung erheblich verkleinert, so daß in diesen Zonen die ursprünglich vorhandenen Transformationspotentiale durch Sedimentation und Denitrifikation nicht mehr genutzt werden können. Die Wiederherstellung von Flachwasserzonen ist ein geeignetes Mittel zur Reduzierung der Nährstofffrachten, wenn die Verweilzeit in dem Feuchtgebiet ausreichend groß ist. Für die Wirksamkeit von Denitrifikations- und Sedimentationsprozessen werden fünf Tage als Minimum angesehen (VYMAZAL et al. 1998; MITSCH & GOSSELINK 2000). Die Schaffung von Flachwasserzonen und das Zulassen von Überflutungen ist im östlichen Hügelland aufgrund des ausgeprägten Reliefs leichter zu realisieren, da die Auswirkungen und der Flächenbedarf lokal begrenzt bleiben. Einen Überblick über einfach zu realisierende Maßnahmen an kleinen Fließgewässern und Bächen geben MADSEN & TENT (2000).

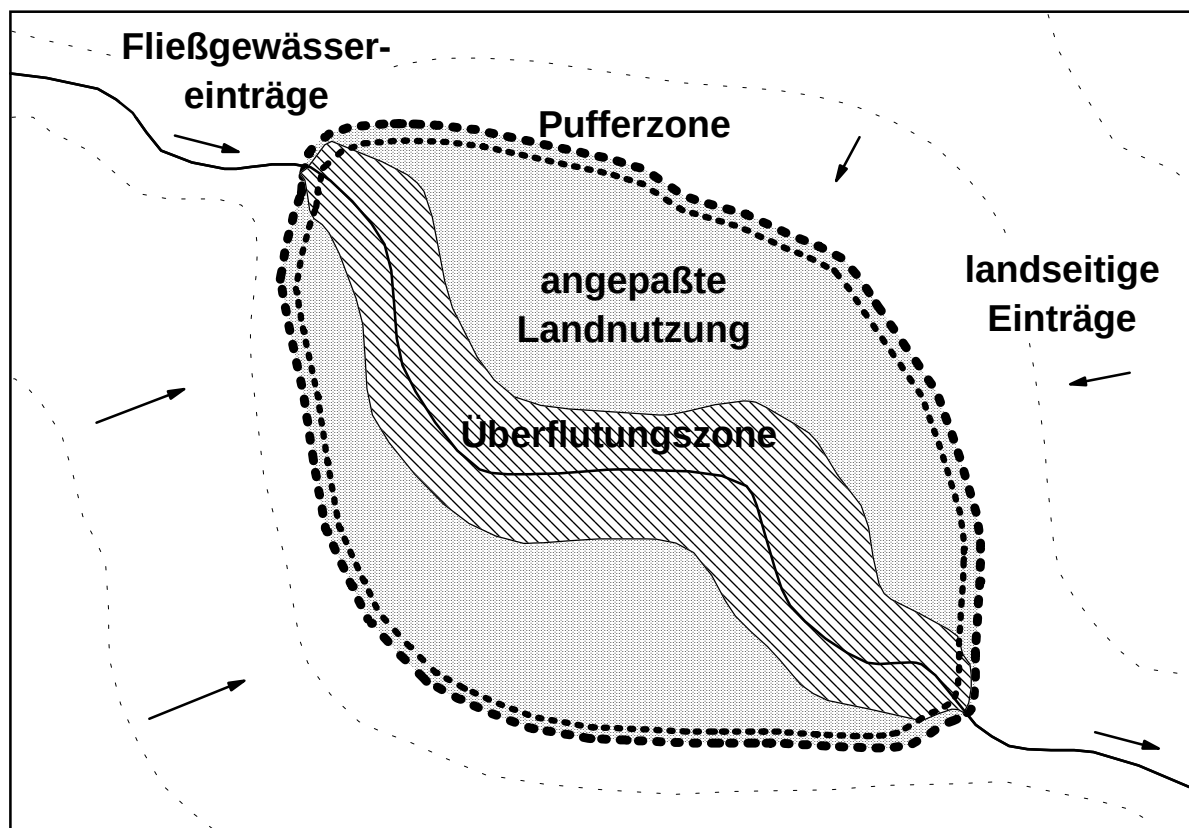


Fig. 27: Ökohydrologisches Management von Feuchtgebieten zur Verminderung der Stoffausträge durch (I) ein Pufferzonenmanagement um das Feuchtgebiet zur Reduzierung der landseitigen Einträge, (II) eine angepaßte Landnutzung in Verbindung mit Vernässungsmaßnahmen zur Verminderung von Torfschwund und damit der niederungsbürtigen Stoffausträge und (III) die Wiederherstellung einer Überflutungszone entlang des Fließgewässers zur Verminderung der Fließgewässereinträge.

10 Anwendbarkeit der Ergebnisse und Ausblick

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurde zum einen eine regionale Typisierung von Feuchtgebieten, insbesondere Niedermooren, erarbeitet und die wichtigsten Typen mit ihren charakteristischen Eigenschaften beschrieben, sowie der Prototyp eines computergestützten Systems zur Bewertung der Stickstoffretention in Feuchtgebieten entwickelt und beispielhaft an ausgewählten Regionaltypen erprobt. Beide Ergebnisse können bei der Bewertung der Funktion von Feuchtgebieten und deren Transformationspotentialen eingesetzt werden. Eine Zuordnung individueller Niederungen zu den regionalen Niederungstypen anhand der beschriebenen Kriterien ermöglicht eine qualitative Funktionsbewertung. Aus der Kenntnis des Niederungstyps können bereits einfache Ansätze zur Verbesserung ihrer Funktion im Nährstoffhaushalt entwickelt werden. Mit der Anwendung des Pfad-Transformations-Modells können quantitative Abschätzungen der pfadspezifischen Stickstoffretentionsraten unter mittleren quasi-stationären Bedingungen erfolgen. Die pfadspezifischen Eintragsmengen in das Feuchtgebiet geben Auskunft darüber, an welchen Pfaden eine Optimierung der Fließwege besonders effizient ist. Der Vergleich von unterschiedlichen wasserwirtschaftlichen Bewirtschaftungsvarianten ermöglicht bereits im Planungsstadium eine quantitativ einfache Abschätzung der zu erwartenden Stickstoffretention, diese Ergebnisse können zur Entscheidung, in welchem Gebiet welche wasserwirtschaftliche Maßnahmen durchzuführen sind, herangezogen werden.

Die Typisierung wie auch das Bewertungssystem benötigen für die Anwendung in der Regel weitgehend vorhandene Datensätze, so daß der Arbeitsaufwand und die Kosten für die Anwendung in der Praxis minimiert werden kann. Die Datenauswertung der Stickstoffkonzentrationen von Niederschlag, Fließgewässer, Trend- und Basismessnetz gibt darüber hinaus einen bisher in dieser Form nicht vorhandenen Überblick über die Stickstoffkonzentrationen schleswig-holsteinischer Wässer. Aus dieser Datenbasis können allein durch Vergleich individueller Meßstandorte mit der Datenbasis Qualitätszuordnungen erfolgen. An Meßpunkten mit überdurchschnittlich hohen Stoffkonzentration besteht ein erhöhter Handlungsbedarf, wobei die Ursache der Belastungsquellen zu identifizieren und durch entsprechende Maßnahmen zu beseitigen sind. Aus den Daten der Fließgewässergüteüberwachung wurden mit statistischen Methoden an 29 Meßstandorten überdurchschnittlich hohe Belastungen identifiziert, die entweder aus Punkteinleitern, Mineralisationsprozessen in Niederungen oder erhöhten Einträgen als Folge der Landnutzung stammen. Zur Reduzierung der überdurchschnittlich hohen Stoffkonzentrationen an diesen Meßstandorten sind die statistisch gewonnenen Ergebnisse durch ein hydrochemisches Meßprogramm zu überprüfen, um die Ursache für die erhöhte Stoffbelastung zu identifizieren und entsprechende Maßnahmen zur Reduzierung der Stoffeinträge durchzuführen.

Die erarbeiteten Ergebnisse haben damit eine hohe Relevanz für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie um bis 2015 eine gute ökologische Qualität aller Wasserkörper zu erreichen, sowie geeignete Flächen für die im HELCOM- und OSPAR Abkommen eingegangenen Verpflichtungen zur Frachtenreduzierung zu identifizieren.

Ausblick und Weiterentwicklung

Um die volle Praxistauglichkeit des hier vorgestellten Typisierungsverfahrens und Bewertungssystems zu erreichen, ist eine Weiterentwicklung des entwickelten Pfadmodells erforderlich. Dabei ist die Validität der Ergebnisse zu überprüfen und das Bewertungssystem so zu gestalten, daß es für Ämter, Ingenieurbüros, etc. handhabbar wird.

Weiterentwicklung Typisierung

Für die funktionale Bewertung von Niederungstypen wurden eine Reihe von charakteristischen Eigenschaften identifiziert, wie z. B. das Vorkommen von Mudde, das Umgebungsrelief oder die Anbindung an das Fließgewässernetz, etc.

- Um die Validität der Typisierung zu überprüfen, sind die entsprechenden Parameter an ausgewählten Standorten beispielhaft auszuwerten und zu erheben. Insbesondere im Küstenbereich und in den Niederungen der Geest ist die Datengrundlage für eine valide Typenzuordnung gegenwärtig gering. In diesen Bereichen sind daher vorrangig Pilotanwendungen zu starten.
- Für eine flächenhafte Bewertung und Zuordnung ist zu überprüfen, ob sich die Parameter hinsichtlich ihrer Bedeutung gewichten lassen und ihre Anzahl unter Umständen reduziert werden kann. Die Bedeutung der Parameter kann über Simulationen der Grundwasseranströmungsverhältnisse mit vorhandenen hydrologischen Modellen in Abhängigkeit von den variablen Gebietsgrößen ermittelt werden. Aus den Analysen der Strömungsbilder werden die für die Bewertung prioritär zu verwendenden Parameter extrahiert.
- Aus diesen Parametern ist ein praxistauglicher Erhebungsbogen für eine EDV gestützte Auswertung zu erarbeiten. Dabei sollten nach Möglichkeit gleichzeitig die für das Pfad-Model benötigten Eingabeparameter mit erfaßt werden. Mit den beantragten Arbeiten für ein Moorkataster im Einzugsbereich der Stör werden gleichzeitig die Datengrundlagen für eine GIS-gestützte räumliche Zuordnung geschaffen.

Weiterentwicklung Pfad-Transformations-Model

Das Pfad-Transformations-Model wurde im Rahmen dieses Werkvertrages als ein computergestützter Prototyp für die Bewertung der Stickstoffretention entwickelt und an ausgewählten Niederungstypen erprobt. Für eine Anwendung als Bewertungssystem in der Praxis muß das Bewertungssystem wie folgt weiterentwickelt werden:

- Die Ergebnisse des Pfad-Transformationskonzepts können durch hydrochemische Untersuchungen in unterschiedlichen Niederungstypen auf ihre Plausibilität hin überprüft werden. Aus der räumlichen Verbreitung hydrochemischer Eigenschaften, wie den Redoxverhältnissen, sind die spezifischen Transformationspotentiale und Retentionsraten abzuleiten. Ziel ist es, einfache und nachvollziehbare Regeln zur Ermittlung der Transformationskoeffizienten zu erarbeiten (Beispiel: Überflutung ist in großen Niederungen wirksamer, als in kleinen).

- Für die Bewertung des Nährstoffrückhaltes in Feuchtgebieten ist das Bewertungssystem um den Nährstoff Phosphor zu erweitern. Phosphor ist der besonders für aquatische Ökosysteme limitierende Nährstoff. Hierzu sind zunächst die relevanten Stoffpools und Austragspfade für Phosphor zu identifizieren und eine entsprechende Datenbasis mit Phosphorkonzentrationen unterschiedlicher Wässer aufzubauen. Zur Darstellung der Phosphorretention / Mobilisation ist ein hydrochemischer Milieuparameter für Feuchtgebiete in das Modellsystem einzuführen.
- Abschließend ist das Bewertungssystem in eine benutzerfreundliche Form zu überführen, damit es in den Ämtern als Modell zur objektiven Bewertung von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen eingesetzt werden kann. Die Bedienerfreundlichkeit wird sichergestellt, indem das Computerprogramm dem Anwender Standarddatensätze für die Eingabe vorschlägt, falls diese für das Feuchtgebiet nicht vorliegen. Um diese menügesteuerte Benutzerführung zu gewährleisten, müssen die Werte der Wissensbasis in Form einer Datenbank in das System integriert werden.

11 Zusammenfassung

Feuchtgebiete, wie z.B. Niedermoore, erfüllen neben ihrer Bedeutung als Lebensraum für an nasse und teilweise nährstoffarme Verhältnisse angepaßte Pflanzen- und Tierarten und deren Lebensgemeinschaften wichtige Funktionen im Landschaftswasser- und Stoffhaushalt von Einzugsgebieten, indem sie z.B. Abflußspitzen dämpfen oder über unterschiedliche biogeochemische Prozesse zur Verbesserung der Wasserqualität beitragen. Feuchtgebiete sind daher wichtige Elemente eines flächendeckenden Gewässerschutzes, gleichwohl die Mehrzahl der Feuchtgebiete in Schleswig-Holstein durch Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung in ihren natürlichen Funktionen gestört sind. Die Wiederherstellung von Feuchtgebieten in Einzugsgebieten mit dem Ziel, deren hohe Potentiale für den Stoffrückhalt zu nutzen, trägt u.a. dazu bei, das in der EU-Wasserrahmenrichtlinie formulierte Ziel einer guten ökologischen Gewässerqualität, sowie die mit dem HELCOM- und OSPAR-Abkommen eingegangenen Verpflichtungen zur Reduzierung der Stoffeinträge in die Nord- und Ostsee zu erreichen.

Für die Auswahl von geeigneten Feuchtgebieten zur Verminderung der Stoffeinträge werden von der Umweltverwaltung quantitative Angaben über die Wirksamkeit unterschiedlicher wasserwirtschaftlicher Maßnahmen benötigt. Für die Bewertung der Stoffausträge von Feuchtgebieten fehlte bislang ein konzeptionell-konsistenter Bewertungsansatz, der sowohl die hydrogeologischen Verhältnisse einzelner Feuchtgebiete berücksichtigt und gleichzeitig den Grad der anthropogenen Überformung abbildet. In diesem Forschungsvorhaben wurde dazu das Pfad-Transformations-Konzept entwickelt. Feuchtgebiete erhalten danach Zuflüsse aus dem umgebenden Einzugsgebiet über unterschiedliche hydrologische Eintragspfade wie z.B. Niederschlag, Überflutungszuflüsse, Interflow, junges oder altes Grundwasser. Die einzelnen Eintragspfade unterscheiden sich sowohl in ihren Stoffkonzentrationen als auch in den anströmenden Mengen. Die Summe der Wasser- und Stoffeinträge in ein Feuchtgebiet bestimmt dessen trophischen Zustand. Eintragspfade mit überdurchschnittlich hohen Stoffeinträgen im Verhältnis zur Wassermenge sind für Maßnahmen zur Reduzierung der Stofffrachten besonders geeignet.

Die in das Feuchtgebiet einströmende Stoffmengen fließen über unterschiedliche Austragspfade aus dem Feuchtgebiet ab. Diese Austragspfade (Dränagen, Entwässerungsgräben, Sättigungsabfluß an der Oberfläche, etc.) unterscheiden sich in ihren biogeochemischen Transformationspotentialen, so daß über ein Management der Fließwege durch das Feuchtgebiet ein Management des Stoffabbaus möglich wird.

Zur Bewertung und quantitativen Abschätzung der Retentionsleistung von Feuchtgebieten wurde das Pfad-Transformations-Konzept in Form eines Matrix-Modells mathematisch handhabbar gemacht. Mit dem Matrix-Modell können für quasi-stationäre Verhältnisse die Stoffretentionen aber auch die Mobilisation durch Mineralisation in Feuchtgebieten quantifiziert werden. Aus den Berechnungsergebnissen lassen sich die für ein Feuchtgebietsmanagement sensiblen Eintrags- und Austragspfade identifizieren.

Durch Änderungen der Fließwege lassen sich in dem Bewertungssystem die Auswirkungen wasserwirtschaftlicher Maßnahmen bereits im Planungsstadium quantitativ abschätzen.

Die Funktion von Feuchtgebieten / Niedermooren im Stoffhaushalt wird wesentlich von deren hydrogeologischen Einbindung in die Landschaft bestimmt. Die Anströmverhältnisse werden u.a. von den Parametern (1) Vorhandensein einer undurchlässigen Muddeschicht, (2) der Niederungsbreite, (3) der Breite des seitlichen Einzugsgebietes, (4) dem Umgebungsrelief, (5) den geologischen Substraten der Umgebung und (6) der Anbindung an das Gewässernetz bestimmt. Anthropogene Veränderungen durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen und die Art und Intensität der Landnutzung modifizieren zusätzlich die Anströmverhältnisse und Stoffausträge. Für Schleswig-Holstein wurden aus diesen Parametern acht Niederungs-Regionaltypen ableiten. Diese Regionaltypen unterscheiden sich aufgrund unterschiedlicher Anteile der Eintragspfade in ihrer Wirkungsweise auf den Stoffhaushalt. Zur Wiederherstellung der ursprünglichen Funktionen dieser Feuchtgebiete sind die für diese Regionaltypen spezifischen hydrologischen Fließwege wiederherzustellen.

Mit dem erarbeiteten Bewertungssystem und der Niederungstypisierung kann die Funktion von Feuchtgebieten sowohl qualitativ auf der Grundlage der Zuordnung zu Niederungstypen als auch quantitativ durch Anwendung des Pfad-Transformations-Modells bestimmt werden. Das Matrix-Modell kann bereits in der bestehenden Form für die Abschätzung der Stickstoffretention in Abhängigkeit von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen eingesetzt werden. Um das hier entwickelte Pfadkonzept zukünftig zu einem praxistauglichen und anwenderfreundlichen Computerprogramm auszubauen, müssen die Transformationskoeffizienten des Bewertungssystems durch hydrochemische Untersuchungen in den regionalen Niederungstypen bei unterschiedlichen Entwässerungsverhältnissen auf ihre Validität hin überprüft werden. Die charakteristischen Eigenschaften der Niederungs-Regionaltypen sind durch Simulationen der Anströmungsverhältnisse auf ihre Wichtigkeit hin zu überprüfen. Die Typisierungsregeln sind schließlich in Form einer Wissensbasis in das zu entwickelnde Computerprogramm zu integrieren.

12 Literaturverzeichnis

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4.Aufl. 392 S., Hannover.
- Balla, D. & Gensior, A. (2000): Fließpfade für wassergelöste Stoffe in wiedervernässten Niedermooren Nordostdeutschlands. *Wasser & Boden* 52: 17-23.
- Beauchemin, S., Simard, R.R. & Cluis, D. (1998): Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty- seven tile-drained soils. *Journal of environmental quality* 27: 721-728.
- Bedford, B. L. (1999): Cumulative effects on wetland landscapes: links to wetland restoration in the United States and Southern Canada. *Wetlands* 19: 775-788.
- Bis, B. Zdanowicz, A. & Zalewski, M. (2000): Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community. *Hydrobiologia* 422: 369-388.
- Blicher-Mathiesen, G., McCarty, G.W. & Nielsen, L.P. (1998): Denitrification and degassing in groundwater estimated from dissolved dinitrogen and argon. *Journal of Hydrology* 208: 16-24.
- Böhm, E., Borchardt, D. & Henke, S. (1999): Maßnahmenplan nachhaltige Wasserwirtschaft - Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland. In Umweltbundesamt (Hrsg.) Texte 99/25, Berlin.
- Böhm, E., Hillenbrand, T., Marscheider, F., Schempp, C., Fuchs, S., Scherer, U. & Lüttgert, M. (2000): Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland. In Umweltbundesamt (Hrsg.) Texte 00/53, Berlin.
- Brinkmann, R. & Speth, S. (1999): Eintags-, Stein- und Köcherfliegen Schleswig-Holsteins und Hamburgs - Rote Liste. (Hrsg.) Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- Brix, H. (1998): Denmark. In Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B. & Haberl, R. (1998): Constructed wetlands for wastewater treatment in europe. Backhuys Publishers, Leiden, 123-152.
- Byström, O. (2000): The Replacement Value of Wetlands in Sweden. *Environmental & Resource Economics*. 16: 347-362.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253 - 260.
- Couwenberg, J. & Joosten, H. (1999): Pools as missing links: The role of nothing in the being of mires. In Standen, V., Tallis, J.H. & Meade, R. (eds.) Proceedings University of Durham .
- Dall'O', M., Kluge, W. & Bartels, F. (in press): FEUWAnet: a multi-box groundwater level and lateral exchange model for riparian wetlands. *Journal of Hydrology* (in press).
- Devito, K. J., Dillon, P. J. & Lazerte, B. D. (1989): Phosphorus and nitrogen retention in five Precambrian shield wetlands. *Biogeochemistry* 8: 185-204.
- Devito, K.J., Hill, A.R. & Roulet, N. (1996): Groundwater-Surface water interactions in headwater forested wetlands of the Canadian Shield. *Journal of Hydrology* 181:127-147.
- Dierßen, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Dierßen, K. (1996): Vegetation Nordeuropas. Ulmer, Stuttgart.
- Dierßen, K. (2000): Die Entstehung von Mooren - Typisierung und Prozesse. NNA-Berichte 2/2000: 100-109.
- Dierßen, K., et al. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. SchR. Landesamt NatSchutz LandschPfleg. 6. 2. Aufl., 157 S., Kiel.
- Dils, R.M. & Heathwaite, A.L. (1999): The controversial role of tile drainage in phosphorus export from agricultural land. *Water Science and Technology* 39: 55-61.
- Dortch M. S. & Jeffrey A.G. (1995): Screening-level model for estimating pollutant removal. Report prepared for U.S. Army Corps of Engineers; Technical report ; WRP-CP-9: 1-67.
- Dortch M.S. (1996): Removal of Solids, Nitrogen, and Phosphorus in the Cache River Wetland. *Wetlands* 16: 358-365.
- Drews, H. Jacobsen, J., Trepel, M. & Wolter, K. (2000): Moore in Schleswig-Holstein unter besonderer Berücksichtigung der Niedermoore - Verbreitung, Zustand und Bedeutung. *TELMA* 30: 241-278.
- Eigner, J. & Schmatzler, E. (1991): Handbuch des Hochmoorschutzes Bedeutung, Pflege, Entwicklung. Kilda-Verlag. Greven.
- Eriksson, P.G. & Weisner, S.E.B. (1999): An experimental study on effects of submersed macrophytes on nitrification and denitrification in ammonium-rich aquatic systems. *Limnology and Oceanography*, 44(8): 1993-1999.
- Frede, H.-G. & Dabbert, S. (eds.) (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. 451 S. ecomed, Landsberg.

- Gorham, E. (1991): Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable response to climate warming. *Ecological Applications* 1: 182-195.
- Grimvall, A., Stålnacke, P. & Tonderski, A. (2000): Time scales of nutrient losses from land to sea - a European perspective. *Ecological Engineering* 14: 363 - 371.
- Härdtle, W. (1984): Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der ostholsteinischen Ostseeküste. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 34: 1-142.
- Haycock, N.E., Pinay, G. & Walker, C. (1993): Nitrogen retention in river corridors: European perspective. *Ambio* 22: 340-346.
- Hoffmann, C.C., Dahl, M., Kamp-Nielsen, L. & Stryhn, H. (1993): Vand- og stofbalance i en natureng. Environmental Project No. 131, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- Hoffmann, C.C., Rysgaard, S. & Berg, P. (2000): Denitrification rates predicted by nitrogen-15 labeled nitrate microcosm studies, in situ measurements and modeling. *Journal of Environmental Quality* 29: 2020-2028.
- Howard-Williams, C. (1985): Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective. *Freshwater Biology* 15: 391-431.
- Irmer, U. (2000): Die neue EG-Wasserrahmenrichtlinie: Bewertung der chemischen und ökologischen Qualität von Oberflächengewässern. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 28: 7-14.
- Janetzko, P. (1978): Die Böden des Stör- und Bramaubgebietes (TK 25, Nr. 2023/2024) in ihrer Beziehung zur geologisch-morphologischen Landschaftsgliederung. *Schr. Naturw. Ver Schlesw.-Holst.* 48: 13-20.
- Jansen, F. (1999): Standortveränderung und Kohlenstoffbilanz der Ziesenniederung. *Petermanns Geographische Mitteilug* 143: 387-400.
- Jelinek, S. (1999): Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der oberen Stör. Schriftenreihe Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Christian-Albrechts-Universität Kiel 29: 1-172.
- Johnston, C. A. & Detenbeck, N. E., Niemi, G. J. (1990): The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. *Biogeochemistry* 10: 105-141.
- Joosten, H. & Couwenberg, J (2000): Hydrogenetic mire types. Manuskript, unveröffentlicht.
- Kadlec R.H. & Knight R.L. (1996): *Treatment Wetlands*, CRC Press-Lewis Publishers, New York.
- Kieckbusch, J. J. (1998): Vegetationskundliche Untersuchungen am Südufer der Schlei. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 55: 1-136.
- Kluge W., Müller-Buschbaum P. & Theesen L. (1994): Parameter acquisition for modelling exchange processes between terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecological Modelling* 75/76: 399-408.
- Kluge, W., Jelinek, S. & Martini, M. (2000): Einfluß von Talniederungen auf die diffusen Stoffeinträge in Kleingewässer über den Grundwasserpfad. *In* Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. & Rode, M. (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe Bewertungen*. Springer, Berlin, 129-138.
- Koerselman, W., Bakker, S. A. & Blom, M. (1990): Nitrogen, phosphorus and potassium budgets for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. *Journal of Ecology* 78: 428-442.
- Kulczynski, S. (1949): *Peatbogs of Polesie. Memories de l'academie polonaise des sciences et des lettres, Classe de sciences mathematiques et naturelles, Serie B 15, Sciences naturelles, Cracovie.*
- LAWAKÜ / Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (1995): *Ein Jahrzehnt Beobachtung der Niederschlagsbeschaffenheit in Schleswig-Holstein 1985-1994*. Kiel, 66 S. + Anhang.
- LANU / Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (1996): *Empfehlungen zum integrierten Fließgewässerschutz*. Flintbek.
- LANU / Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (1997): *Bericht zur Grundwasserbeobachtung : Trendmessnetz 1992 - 1995*. Flintbek.
- LANU / Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (1998): *Faunistisch-ökologische Bewertung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein*. Flintbek.
- LANU / Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (1999): *Beobachtung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Schleswig-Holstein, Basismessnetz 1991 bis 1995*. Flintbek.
- Lenschow U. & Thiel W. (2000): *Das Moorschutzkonzept des Landes Mecklenburg Vorpommern - Ansätze zur Lösung der durch Entwässerung verursachten ökonomischen und ökologischen Probleme*. *Natur & Landschaft* 75: 317-322.
- Leonardson, L., Bengtson, L., Davidsson, T., Persson, T. & Emanuelsson, U. (1994): Nitrogen Retention in Artificially Flooded Meadows. *Ambio* 23: 332-341.
- Madsen, B.L. & Tent, L. (2000): *Lebendige Bäche und Flüsse Paxistipps zur Gewässerunterhaltung und Revitalisierung von Tieflandsgewässern*. Edmund-Siemers-Stiftung, Hamburg.
- Martin, J.F. & Reddy, K.R. (1997): Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. *Ecological Modelling* 105: 1-21.
- Martini, M. (2001): *Einfluß von Talniederungen auf den Stoffaustrag im Einzugsgebiet Buckener Au/obere Stör (Schleswig-Holstein)*. Dissertation Universität Kiel, 1-192.

- Middleton, B. (1999): Wetland restoration: flood pulsing, and disturbance dynamics. Wiley, New York, NY, USA.
- Mitsch, W. J. & Gosselink, J. G. (2000): Wetlands, third edition. Wiley, New York, NY, USA.
- Müller, F. (1998): Ableitung von integrativen Indikatoren zur Bewertung von Ökosystem-Zuständen für die Umweltökonomische Gesamtrechnung. Band 2 der Schriftenreihe Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen; herausgegeben vom Statistischen Bundesamt, Wiesbaden; Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- Naiman, R.J. & Decamps, H. (1990): The Ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. Man and the biosphere series, 316 S.
- Nieuwenhuis, H.S. & Schokking, F. (1997): Land subsidence in drained peat areas in the Province of Friesland, The Netherlands. The Quarterly journal of engineering geology 30: 37-48.
- Paludan, C. & Blicher-Mathiesen, G. (1996): Losses of inorganic carbon and nitrous oxide from a temperate freshwater wetland in relation to nitrate loading. Biogeochemistry 35: 305-326.
- Pfadenhauer, J. (1999): Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore. Natur und Landschaft 74: 18-29.
- Pott, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Stuttgart.
- Raabe, E.W. (1980): Der Wandel der Pflanzenwelt unserer Kalk-Quell-Moore. Die Heimat 87: 41-49.
- Reckhow, K.H., (1994): Water quality simulation modeling and uncertainty analysis for risk assessment and decision making. Ecological Modelling 72: 1-20.
- Reiche, E.-W., Meyer, M. & Dibbern, I. (1999): Modelle als Bestandteile von Umweltinformationssystemen dargestellt am Beispiel des Methodenpaketes "DILAMO". In Blaschke, T. (eds.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung: GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Wichmann, Heidelberg: 131-141.
- Rickert, B.H. (2001): Untersuchungen zur Entwicklungsgeschichte und rezenter Vegetation ausgewählter Kleinstmoore im nördlichen Schleswig-Holstein. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 60: 1-142.
- Sach, W. (1999): Vegetation und Nährstoffdynamik unterschiedlich genutzten Grünlandes in Schleswig-Holstein. Dissertationes botanicae 308.
- Salski, A. & Kandzia, P. (1996): Fuzzy sets and fuzzy logic in ecological modelling. EcoSys 4: 85-98.
- Sand-Jensen, K., Riis, T., Vestergaard, O. & Larsen, S.E. (2000): Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. Journal of Ecology 88: 1030-1040.
- Schlange, K. (2001): Hydrogeochemische Untersuchung und Klassifizierung der Quellen im Einzugsgebiet der Buckener Au (obere Stör). Diplomarbeit, Math-Nath. Fakultät, Universität Kiel, 152 S., unveröffentlicht.
- Schläpfer F., & Schmid B. (1999): Ecosystem effects of biodiversity: a classification of hypotheses and exploration of empirical results. Ecological Applications: 9: 893-912.
- Schleuß, U., Trepel, M., Wetzel, H., Schimming, C.G. & Kluge, W. (im Druck): Interactions between hydrologic parameters, soils, and vegetation at three minerotrophic peat ecosystems. In Broll, G., Merbach, W. & Pfeifer, E.M. (eds.) Soil ecological processes in wetlands of Germany. Springer, Berlin, Germany.
- Schmitz, H. (1952): Moortypen in Schleswig-Holstein und ihre Verbreitung. Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein 26: 64 - 68.
- Schopp-Guth, A. (1999): Renaturierung von Moorlandschaften Naturschutzfachliche Anforderungen aus bundesweiter Sicht unter besonderer Berücksichtigung der Grundwassermoore. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 57, Bonn-Bad Godesberg.
- Schot, P.P. & Molenaar, A. (1992): Regional changes in groundwater flow patterns and effects on groundwater composition. Journal of Hydrology 130: 151-170.
- Schouwenaars, J.M. (2000): Waterlevels in the polder Echten: improving agriculture and reducing risks of land subsidence. Proceedings International Conference on agricultural effects on ground and surface waters, 8 pages.
- Schrautzer, J. & C. Wiebe (1993): Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein. Phytocoenologia 22: 105-144.
- Schulz, F. (2000): Trendauswertung der stofflichen Belastung schleswig-holsteinischer Fließgewässer. In Landesamt für Natur und Umwelt Jahresbericht 1999. (Hrsg.) Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 59-65.
- Schütrumpf, R. (1956): Die Moore Schleswig-Holsteins. 40 S. & Karte 1 : 500000. In: Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel. Übersichtskarten zur Geologie von Schleswig-Holstein.
- Schwarzer, K., Reimers, H.C., Störtenbecker, M. & von Waldow, K.R. (1993): Das Küstenholozän in der westlichen Hohwachter Bucht. Meyniana 45: 131-144.
- Simard, R.R. , Beauchemin, S. & Haygarth, P.M. (2000): Potential for preferential pathways of phosphorus transport. Journal of environmental quality 29: 97-104.
- Spratte, S. & Hartmann, U. (1998): Fischartenkataster Süßwasserfische und Neunaugen in Schleswig-Holstein. In Ministerium für ländliche Räume, Landwirtschaft, Ernährung und Tourismus des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel.

- Spruill, T.B. (2000): Statistical evaluation of effects of riparian buffers on nitrate and ground water quality. *Journal of Environmental Quality* 29: 1523-1538.
- Steiner, G.M. (1992): Österreichischer Moorschutzkatalog. 4te Auflage, Graz, Styria Mediaservice.
- Succow, M. (1971): Die Talmoore des nordostdeutschen Flachlandes, ein Beitrag zur Charakterisierung des Moortyps "Niedermoor". *Archiv Naturschutz und Landschaftsforschung* 11: 133-168.
- Succow, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. 340 S., Jena.
- Succow, M. & Lange, E. (1984): The mire types of the German Democratic Republic. In Moore, P.D. (eds.) *European Mires*. 149-175, Academic Press, London.
- Succow, M. & Jeschke, L. (1990): Moore in der Landschaft. 2. Aufl., Frankfurt, 268 S.
- Succow, M. & Joosten, H. (eds.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. *im Druck*.
- Timmermann, T. (1999): *Sphagnum*-Moore in Nordostbrandenburg: Stratigraphisch-hydrodynamische Typisierung und Vegetationswandel seit 1923. *Dissertationes Botanicae* 305: 1-175.
- Trepel, M. (1996): Niedermoore in Schleswig-Holstein Gegenwärtiger Zustand und Entwicklungsmöglichkeiten. unveröff. Gutachten im Auftrage des Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. 4; 75 S.
- Trepel, M. (2000): Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD. *EcoSys Suppl.* 29: 1-140.
- Trepel, M. (2001): Gedanken zur zukünftigen Nutzung schleswig-holsteinischer Niedermoore. *Die Heimat* 108: *im Druck*.
- Trepel, M. & Schrautzer, J. (1998): Bewertung von Niedermoorökosystemen für den Ressourcenschutz und Artenschutz in Schleswig-Holstein und ihre Entwicklungsmöglichkeiten. *Die Heimat* 105: 45 - 62.
- Trepel, M. & Reiche, E.W. (in press): Predicting effects of land use changes on the nitrogen dynamics with a GIS coupled, process oriented model. In Steenvorden, J. et al. (eds.) *Agricultural Effects on Ground and Surface Waters*. IAHS Publications 273: (in press).
- Trepel, M. & Kluge, W. (submitted): Ecohydrological characterization of a degenerated valley peatland in Northern Germany for use in restoration. *submitted*.
- UBA = Umweltbundesamt (1997): Daten zur Umwelt: Der Zustand der Umwelt in Deutschland, Ausgabe 1997. Erich Schmidt Verlag, 570 S..
- Urban, N.R., Verry, E.S. & Eisenreich, S. J. (1995): Retention and mobility of cations in a small peatland: trends and mechanisms. *Water, Air and Soil Pollution* 79: 201-224.
- Van der Aa, M., Trepel, M., van Gaans, P.F.M., Bleuten, W. & Kluge, W. (2001): Modelling Water Flow and Fluxes of a Valley Mire for Use in Restoration. *Landnutzung und Landentwicklung* 42: 72-78.
- Venohr, M. (2000): Einträge und Abbau von Nährstoffen in Fließgewässern der Oberen Stör. Diplomarbeit, Math-Nath. Fakultät, Universität Kiel, unveröffentlicht.
- Verry, E.S. & Timmons, D.R. (1982): Waterborne nutrient flow through an upland-peatland watershed in Minnesota. *Ecology* 63: 1456-1467.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B. & Haberl, R. (1998): Constructed wetlands for wastewater treatment in europe. Backhuys Publishers, Leiden, 366 p.
- Weerts, H.J.T. (1997): Geology and Geohydrology of the Pohnsdorfer Stauung (Schleswig-Holstein). *EcoSys* 6: 79-89.
- Weisner, S.E.B., Eriksson, P.G., Granéli, W. & Leonardson, L. (1994) Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio* 23:363-366.
- Weiss, U. (2000): Eignung von praxisorientierten Modellansätzen zur Schätzung von Stickstoffausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Böden. Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde Universität Kiel 54.
- Wiebe, C. (1998): Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 56: 1-155.
- Zalewski, M. (2000): Ecohydrology - the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecological Engineering* 16: 1-8.