

Wirkung von Wiedervernässungen auf degradierten Niedermoorstandorten - eine Literaturstudie

Diplom-Landschaftsökologe Stefan Schwill

Institut für dauerhaft umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde (DUENE)
e.V., Greifswald

1. Einleitung

Im Auftrag des Umweltministeriums des Landes Mecklenburg-Vorpommern wurde eine Literaturstudie angefertigt, die im Wesentlichen zwei Zielstellungen verfolgte:

1. Zusammentragen des aktuellen Wissensstandes zu Effekten der Wiedervernässung von Niedermoorstandorten auf:
 - a. Stoff-Dynamik
 - b. Vegetationsentwicklung
2. Abschätzung möglicher Risiken für den Gewässer- und Klimaschutz

Im Rahmen dieser Studie wurden schwerpunktmäßig folgende Arbeiten ausgewertet (vollständige Quellenangaben im Literaturverzeichnis):

- BALLA & GENSIOR (2000):** Fließpfade für wassergelöste Stoffe in wieder vernässten Niedermooren Nordostdeutschlands.
- DIETRICH et al. (2000):** Wiedervernässung eines tiefgründigen Niedermoors durch Überrieselung.
- HÖHNE (2000):** Auswirkungen der Überstauung einer Niedermoorfläche auf die Wasserbeschaffenheit eines angrenzenden Fließgewässers.
- KALBITZ et al. (1997):** Renaturierung im Drömling.
- KIECKBUSCH & SCHRAUTZER (2002):** Begleitforschung zum Niedermoorprogramm in Schleswig-Holstein.
- KOERSELMAN et al. (1993):** Release of inorganic N, P and K in peat soils; effect of temperature, water chemistry and water level.
- KOPPISCH et al. (1999):** Einfluss von Wiedervernässung und Bewirtschaftung auf das aktuelle Stickstoffangebot in Niedermoorböden.
- LANDGRAF (1998):** Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen an einem seit 1991/92 wiedervernässten Niedermoor in der Nuthe-Nieplitz-Niederung.
- LENZ & WILD (2000):** Grenzen der Nährstoffrückhaltefunktion bei der Vernässung von Grundwassermooren.
- MEIBNER et al. (1996):** Folgewirkungen der Wiedervernässung eines Niedermoorgebietes auf Nährstoff- und DOC-Gehalte im Boden.
- MÜNCHMEYER et al. (1999):** Einfluss der Wiedervernässung von stark degradiertem Niedermoorgrasland auf den Verlauf der Stickstoff-Mineralisierung.
- NOE et al. (2001):** Phosphorus Biochemistry and the Impact of Phosphorus Enrichment: Why is the Everglades so unique?
- NYKÄNEN et al. (1995):** Emission of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland.
- OLDE VENTERINK et al. (2000):** Impact of drying and rewetting on N, P and K dynamics in a wetland soil.

- QUAST et al. (2001):** Regionale Systemanalysen zu Minderungsstrategien gegen diffuse Nährstoffeinträge in Gewässer im Elbetiefland.
- SCHEFFER (1977):** Stickstoff- und Phosphor-Verlagerung in nordwestdeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung.
- SCHEFFER (1993):** Zum Nitrataustrag über Draine.
- SCHEFFER (1998):** Ecology of Shallow Lakes.
- SCHRAUTZER (2001):** Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt.
- TREPEL (1996):** Niedermoore in Schleswig-Holstein: Gegenwärtiger Zustand und Entwicklungsmöglichkeiten.
- VEGELIN (1999):** Wissenschaftliche Begleitforschung zu Renaturierungsmaßnahmen im mittleren Trebeltal (ergänzt mit aktuellen wasserchemischen Daten des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) des Landes Mecklenburg-Vorpommern).

Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse der Studie vorgestellt.

2. Bewertung des derzeitigen Wissensstandes

Nach wie vor bestehen hinsichtlich der komplexen Prozesse, die nach Moor-Wiedervernässungen ablaufen, erhebliche Wissensdefizite!

Forschungsbedarf gibt es vor allem bei der Aufklärung mittel- und langfristiger Prozesse, wie:

- a. der mittelfristigen Stoffdynamik insbesondere von Phosphor und Kohlenstoff,
- b. dem Ablauf und der Geschwindigkeit von Umschichtungsvorgängen der Vegetation,
- c. der Auswirkung unterschiedlicher Vernässungsverfahren (vor allem Geschwindigkeit und Ausmaß der Wasserstandsanhhebung) auf die Stoffausträge und die Vegetationsdynamik sowie
- d. Steuerungsmöglichkeiten zur Reduzierung von Stoffausträgen in der Anfangsphase nach Wiedervernässungen.

2.1 Stickstoff-Dynamik

Zum großen Teil ist der Stickstoff im Torf organisch gebunden und somit nur sehr eingeschränkt pflanzenverfügbar. Pflanzen sind in der Lage, Stickstoff in Form von Nitrat oder Ammonium aufzunehmen. Um organisch gebundenen Stickstoff pflanzenverfügbar zu machen, muss er mineralisiert werden. Bei der Aufnahme des anorganischen Stickstoffs durch Pflanzen oder Mikroorganismen wird dieser immobilisiert. Mineralisation und Immobilisierung finden gleichzeitig statt.

Die Höhe der Mineralisierungsrate ist von der Entwässerungstiefe, der Nutzungsform und –intensität und dem Säure-Basenverhältnis des Moores abhängig (SCHEFFER 1977, 1994, HENDRIKS 1993, KOERSELMAN et al. 1993, TREPEL 1996, OLDE VENTERINK 2000, SCHRAUTZER 2001). Tiefe Wasserstände und Nutzungsformen, die zu einer verstärkten Erwärmung des Moorbodens führen, lassen die Mineralisationsrate steigen. Zudem fördern kalkreiche Bedingungen den mikrobiellen Torfabbau.

Im Rahmen der Wiedervernässung von Moorböden führen insbesondere wechselnde Verhältnisse zu einer Erhöhung der Mineralisationsraten. Bei konstant nassen Bedingungen ist hingegen mit einem Rückgang der Stickstoff-Mineralisation zu rechnen (RUSCH 1996).

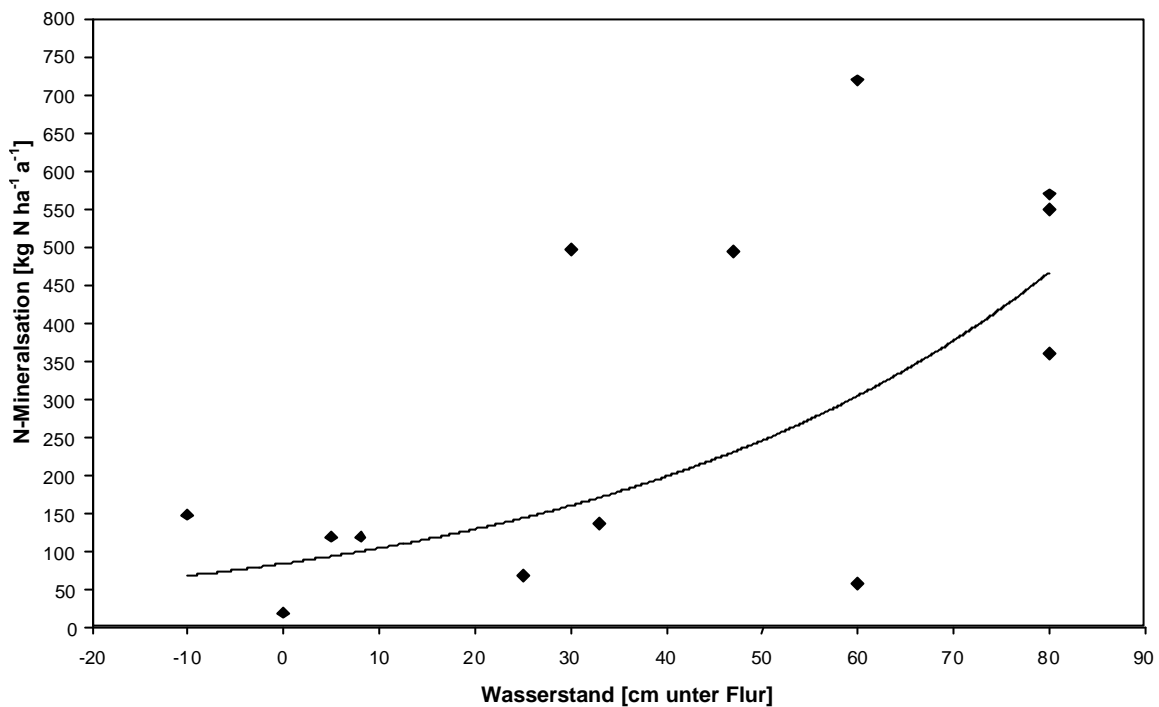


Abb. 1: Stickstoffmineralisation in Abhängigkeit vom mittleren Wasserstand
(Daten: OKRUSZKO 1989, KOERSELMAN & VERHOEFEN 1992, GOTTSCHLING 1995, TREPPEL 1996, MÜNCHMEYER et al. 1998, 1999, SCHRAUTZER 2001)

Als Folge der Mineralisierung von Stickstoff liegt zunächst Ammonium vor, das nur bei Anwesenheit von Sauerstoff zu Nitrat oxidiert werden kann. Folglich überwiegt in naturnahen Mooren Ammonium in der Bodenlösung wohingegen in entwässerten Mooren Nitrat vorherrscht. Bei wiedervernässten Mooren kann die Nitrifikation wieder gehemmt sein, wodurch sich das Ammonium-Nitrat-Verhältnis zugunsten von Ammonium verschiebt. Erfolgt eine Wiedervernässung mit dem Ziel der Etablierung einer Torf bildenden Vegetation, muss der Wasserstand während eines Großteiles des Jahres in oder über Flur liegen. In derartigen Fällen können bis zu 99% des mineralischen Stickstoffs als Ammonium vorliegen (KOPPISCH et al. 2001). Der freigesetzte Stickstoff wird zum Teil von der Vegetation bzw. von Mikroorganismen aufgenommen und vorübergehend immobilisiert. Andere Teile werden über das Grund- und Oberflächenwasser ausgewaschen oder unterliegen der Denitrifikation (gasförmiger Austrag).

Gelangt Nitrat unter anaerobe Verhältnisse, kann es zu klimarelevantem Lachgas oder zu elementarem Stickstoff reduziert werden (KOERSELMAN & VERHOEFEN 1995). Lachgas entsteht jedoch auch unter aeroben Bedingungen bei der Oxidation von Ammonium zu Nitrat (MEYER et al. 2001).

Prinzipiell führen hohe Grundwasserstände (Überstau) zu sehr geringen Lachgasemissionen (TERRY et al. 1981, NYKÄNEN et al. 1995, RUSCH 1996, DAVIDSSON & LEONARDSON 1997) oder zu einer Netto-Festlegung von Lachgas (MEYER et al. 2001). Bei

Entwässerung nehmen die N_2O -Austräge zu (MOGGE 1995, AUGUSTIN et al. 1996b, MEYER et al. 2001). Auch wurde im unmittelbaren Anschluss an eine Stickstoff-Düngung ein Anstieg der Lachgasemissionen festgestellt (VELTHOF et al. 1996). Besonders hohe Austragsraten entstehen unter schwankenden Wasserständen, bei denen Nitrifikation und Denitrifikation regelmäßig wechseln (BOUWMAN 1990, BANDIBAS et al. 1994, MUMMEY et al. 1994, DAVIDSON & LEONARDSON 1997, KALBITZ et al. 1997). Auch MEYER et al. (2001) fanden bei mäßig wiedervernässten Mooren, die noch eine extensive landwirtschaftliche Nutzung ermöglichen, höhere N_2O -Austräge als bei entwässerten Mooren. Zudem wiesen die Autoren höhere Lachgas-Austräge unter Weidenutzung nach als unter gemähten Grünländern. Als Ursache werden die Harnausscheidungen der Weidetiere genannt, die punktuell zu hohen N_2O -Emissionen führen.

MEYER et al. (2001) geben Empfehlungen zur Reduktion von N_2O -Austrägen aus Niedermooren:

- (1) Die dauerhafte Überflutung ohne Wechselnässe führt zu einer vollständigen Unterbindung der N_2O -Emissionen.
- (2) Durch winterlichen Überstau können Emissionsspitzen nach Frost-Tau-Zyklen vermieden werden.
- (3) Durch Wiesennutzung statt Beweidung können Emissionen von der Fläche reduziert werden. (u. U. findet jedoch nur eine Verlagerung der Emissionen von der Grünlandfläche in den Stall statt.)

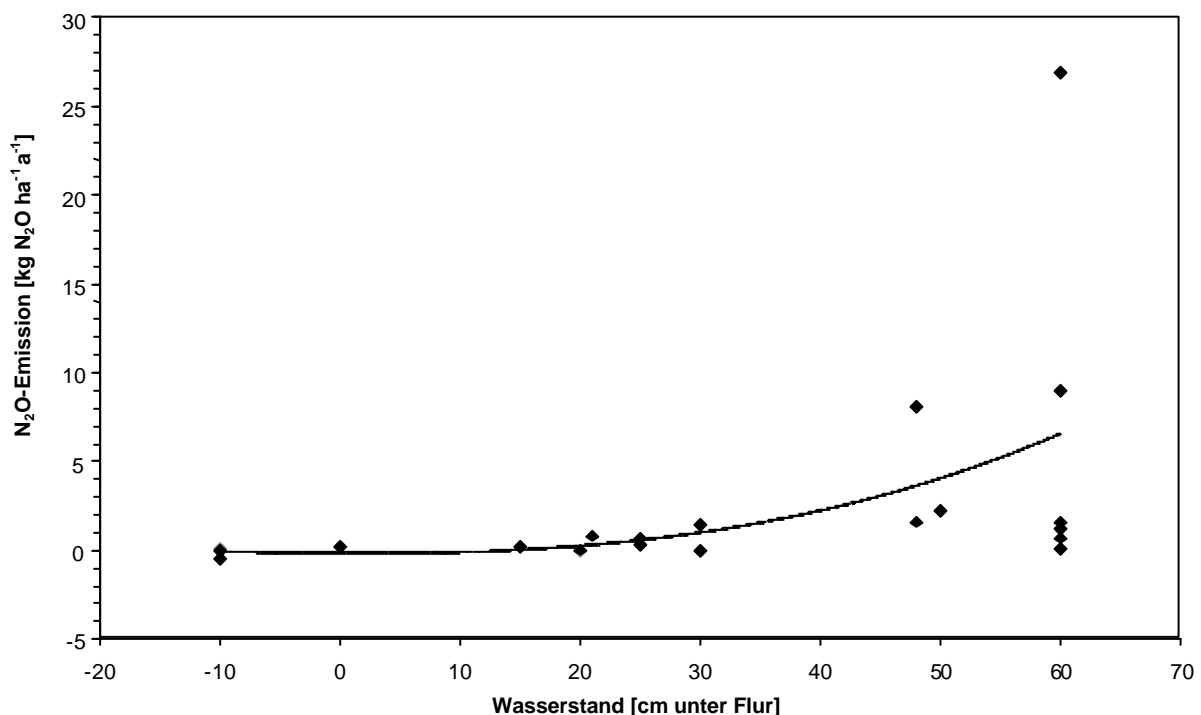


Abb. 2: Lachgasemission in Abhängigkeit vom mittleren Wasserstand

(Daten: TERRY et al. 1981, GOODROAD & KEENEY 1984, VELTHOF & OENEMA 1994, MOGGE 1995, NYKÄNEN et al. 1995, AUGUSTIN et al. 1996, 1998, RUSCH 1996, TREPPEL 1996, MÜNCHMEYER & AUGUSTIN 1998, MEYER et al. 2001)

Das Ausmaß der Stickstoff-Auswaschung ist von verschiedenen Einflüssen abhängig. Neben der Entwässerungstiefe und der Nutzungsintensität spielen auch Faktoren wie die Intensität des lateralen (Mineralboden-) Wasserzufflusses und das Säure-Basenverhältnis eine Rolle. Eine intensive Nutzung, hohe laterale Wasserflüsse und kalkreiche Bedingungen fördern die Auswaschung von Stickstoffverbindungen (HENDRIKS 1993, TREPEL 1996). Vor allem wird jedoch die Korrelation zwischen dem Ausmaß der N-Auswaschung – insbesondere in Form von Nitrat – und der Entwässerungstiefe deutlich. Mit zunehmender Entwässerungstiefe steigen die Stickstoff-Auswaschraten an (SCHRAUTZER 2001).

Unmittelbar nach Wiedervernässungen durch Überstau kann es zum großflächigen Absterben der Vegetation (Grasland, Brachestadien) und folglich zu hohen N-Austrägen kommen (HÖHNE 2000).

Neben Nitrat können in geringerem Maße auch Ammonium, organische Stickstoffverbindungen und Ammoniak ausgewaschen werden (HEMOND 1983, RUVILLE-JACKELEN 1996, KIECKBUSCH & SCHRAUTZER 2002).

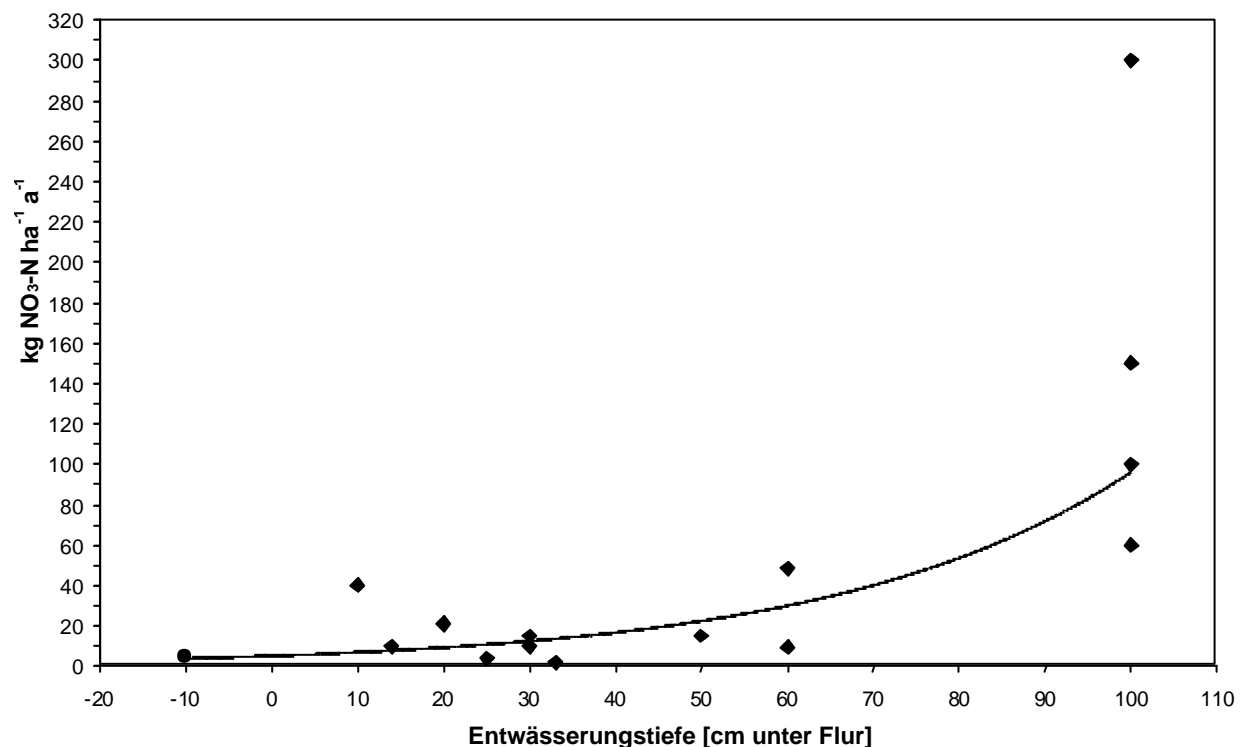


Abb. 3: Stickstoff-Auswaschung in Abhängigkeit vom mittleren Wasserstand

(Daten: SCHEFFER 1977, 1993, VERRY & TIMMONS 1982, RICHARDSON 1983, KOERSELMAN & VERHOEFEN 1992, BEHRENDT et al. 1993, 1996, SCHRAUTZER 2001, KIECKBUSCH & SCHRAUTZER 2002)

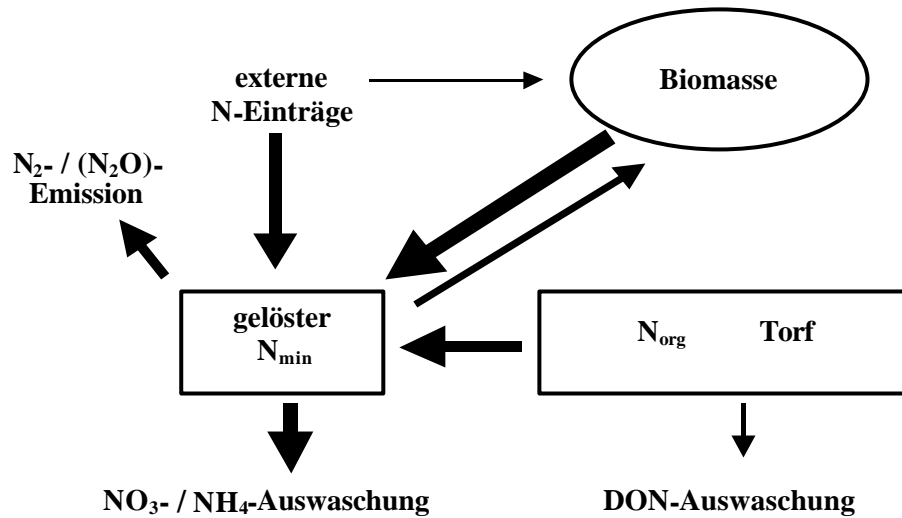


Abb. 4: Relative Stärke der Stickstoff-Flüsse in durch dauerhaften Überstau wieder-vernässten Niedermooren (kurz- bis mittelfristig, Jahre bis wenige Jahrzehnte). Die Stärke der Pfeile gibt die geschätzte relative Intensität der Flüsse wieder.

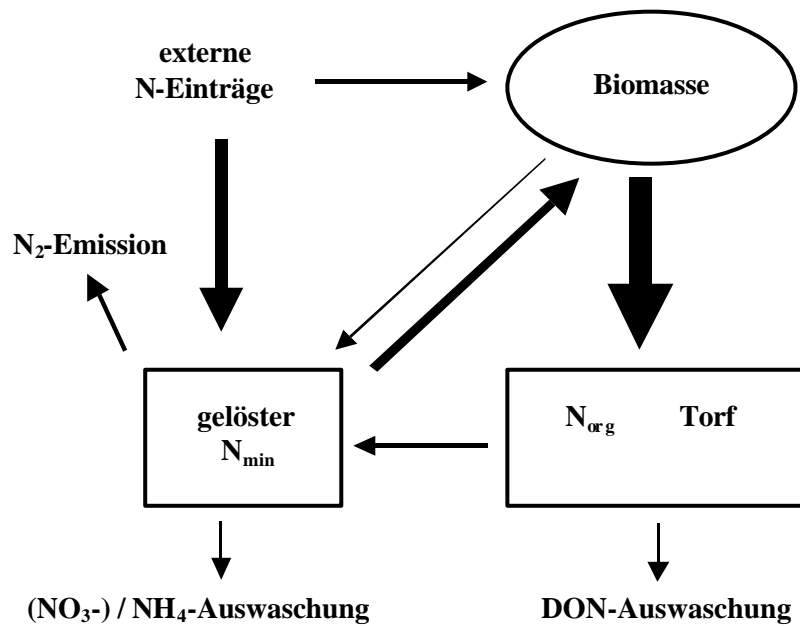


Abb. 5: Relative Stärke der Stickstoff-Flüsse in durch dauerhaften Überstau wieder-vernässten Niedermooren (mittel- bis langfristige, Jahrzehnte). Die Stärke der Pfeile gibt die geschätzte relative Intensität der Flüsse wieder.

2.2 Phosphor-Dynamik

Wie beim Stickstoff liegt der größte Anteil des Phosphors im Torf organisch gebunden vor. Dabei kann zwischen partikulärem und gelöstem organischen Phosphor unterschieden werden. Phosphor wird erst durch mikrobiellen Abbau aus abgestorbener Biomasse freigesetzt (DICKINSON 1983). Der organische Phosphor ist in Mooren oft mit Humin- und Fulvosäuren assoziiert und kann mehr als 40% des Gesamtphosphors ausmachen (REDDY & D'ANGELO 1994). Dieser kann anaerob nur schwer mineralisiert werden. Die Torfmineralisierung, insbesondere infolge von Moorentwässerungen, führt zu einer Umwandlung des organisch gebundenen Phosphors in anorganische Bindungsformen. Das entstandene Phosphat wird dabei zumeist sorptiv an Feststoffe gebunden. Dies führt oft zu geringen P-Austrägen aus entwässerten Mooren (SCHEFFER & BLANKENBURG 1983).

Hinsichtlich der Mobilität anorganischer Phosphorverbindungen muss zwischen anaeroben und aeroben Bedingungen unterschieden werden: Im anaeroben Milieu weist Phosphor eine hohe Mobilität auf, was verschiedene Messungen von Phosphorgehalten im Porenwasser von Mooren belegen (STEINMANN & SHOTYK 1997, LENGSELD 1998, GELBRECHT & LENGSELD 1998, LEINWEBER mndl. Mitteil.). Das Ausmaß der Festlegung von Phosphor über Sorptionsmechanismen ist in kalziumreichen Mooren vom pH-Wert abhängig. Hohe pH-Werte begünstigen eine Phosphor-Bindung an Kalzium (NOE et al. 2001). In sauren Mooren treten Eisen und Aluminium als Bindungspartner für Phosphor in den Vordergrund (RICHARDSON 1999). Insbesondere die Sorption an Eisen ist vom Redoxpotential abhängig, wobei aerobe Bedingungen die Fe-P-Bindung begünstigen (SCHRAUTZER 2001). Darüber hinaus weisen Studien auf eine Abhängigkeit der Bindefähigkeit des Eisens vom pH-Wert hin, wobei steigende pH-Werte die Bindekapazität verringern (SCHEFFER 1998).

Die Wiedervernässung von Moorböden führt zu einem Wechsel des Redoxpotentials. Zuvor aerobe Torfbereiche gelangen unter anaeroben Einfluss. Hieraus resultiert die Freisetzung von anorganischem Phosphor insbesondere aus der Bindung an Eisen (BALLA & GENSIOR 2000, HÖHNE 2000, OLDE VENTERINK et al. 2000). Dieser Prozeß kann zu sehr hohen P-Konzentrationen im Porenwasser führen (GELBRECHT & LENGSELD 1998, LENGSELD 1998, LEINWEBER mndl. Mitteil.). Dem Phosphat-Austrag aus den wiedervernässten Böden wirken Retentionsprozesse an der Phasengrenze zwischen anaerobem Porenwasser und aerobem Oberflächenwasser entgegen (SCHEFFER 1998, BALLA & GENSIOR 2000). Phosphor wird hierbei erneut an mineralische Bindungspartner wie Eisen(III) gebunden, vorausgesetzt, sie stehen in ausreichendem Maße zur Verfügung. Daher kann nicht davon ausgegangen werden, dass hohe P-Konzentrationen im Boden (-wasser) zwangsläufig hohe P-Austräge nach sich ziehen. Dies hängt u.a.

- (1) vom Vorkommen mineralischer Bestandteile im Torf,
 - (2) vom Redoxpotential vor und nach der Wiedervernässung,
 - (3) von der chemischen Zusammensetzung des Wassers und
 - (4) von der Höhe der Wasserabflüsse aus der wiedervernässten Fläche
- ab.

Auf der anderen Seite lassen sich anhand der P-Konzentrationen im Porenwasser des Bodens maximale Austragspotentiale ableiten.

Der Phosphoraustrag erfolgt durch die Verlagerung ins Grundwasser oder in angrenzende Oberflächengewässer, und durch Ernteentzug. Neben der P-Konzentration im Wasser spielt die Höhe des Abflusses und die Länge des Transportweges eine wichtige Rolle (BALLA & GENSIOR 2000, LENZ & WILD 2000, QUAST et al. 2001).

In Niedermooren mit mineralstoffarmen Torfen liegen die Austräge auf ähnlich hohem Niveau wie in Regenmooren (GELBRECHT & KOPPISCH 2001). In Niedermooren, deren Torfe reich an Eisen und Aluminium sind (in Mecklenburg-Vorpommern z.T. Überflutungs- und Quellmoore), tritt hingegen eine stärkere Phosphorfixierung auf, und die Austräge sind niedriger (KOERSELMAN & VERHOEVEN 1992, 1995, BEHRENDT et al. 1996). Unter intensiver Nutzung steigen jedoch auch diese Werte an (DRIESCHER & GELBRECHT 1993, GELBRECHT 1996, MEIßNER et al. 1996, SCHEFFER 1994).

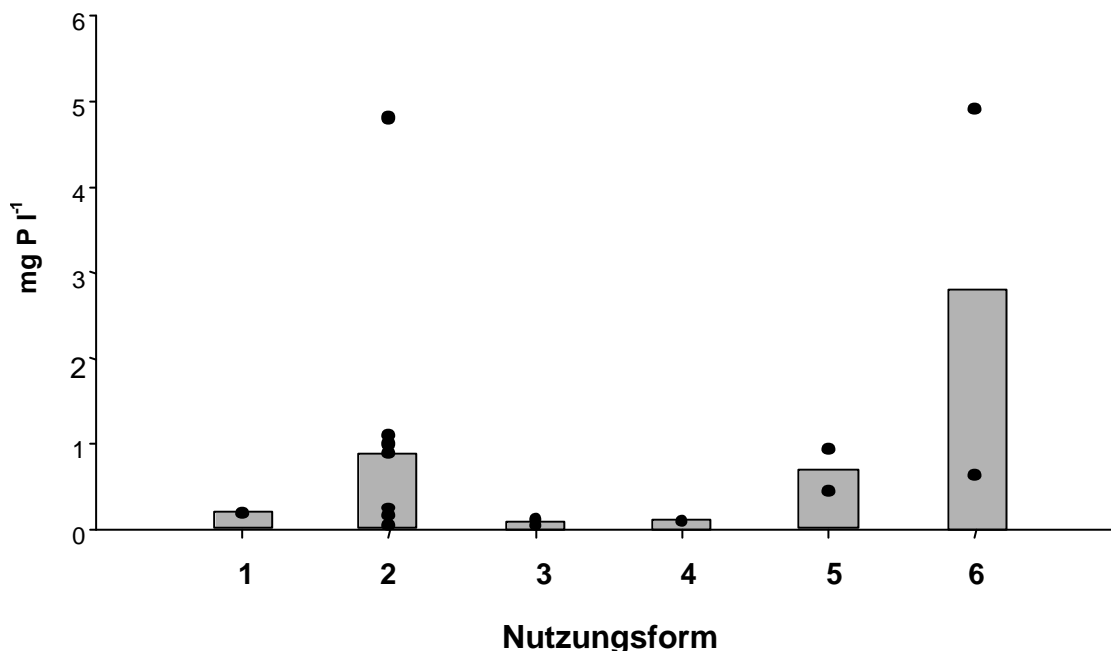


Abb. 6: Phosphor-Austrag in Abhängigkeit von unterschiedlichen Nutzungsformen:

1= intakte Moore, 2= überstaute Moore, 3= überrieselte Moore, 4= extensive Nutzung, 5= intensive Grünlandnutzung, 6= intensive Ackernutzung

(Daten: KOERSELMAN & VERHOEVEN 1992, BOCKHOLDT et al. 1994, SCHEFFER 1994, LAWA 1999, BALLA & GENSIOR 2000, DIETRICH et al. 2000, HÖHNE 2000, SCHRAUTZER 2001, KICKBUSCH & SCHRAUTZER 2002)

In vielen Fällen sind Moorwiedervernässungen mit erhöhten P-Austrägen verbunden (VEGELIN 1999, HÖHNE 2000). Dabei kann neben Rücklösungsprozessen auch die Freisetzung von Phosphor aus der absterbenden Vegetation (v. a. bei Überstau) eine Rolle spielen. Wie lange diese erhöhten Austräge anhalten, müssen Langzeituntersuchungen zeigen. Erste entsprechende Beobachtungen deuten an, dass Stabilisierungsprozesse deutlich schneller ablaufen können, als es anhand der P-Vorräte im Boden zu erwarten wäre.

In einem von HÖHNE (2000) untersuchten Fall (Pfefferfliess, Brandenburg) waren die P-Austräge aus einem überstauten Niedermoor bereits in der ersten 10 Jahren nach der Wiedervernässung deutlich rückläufig.

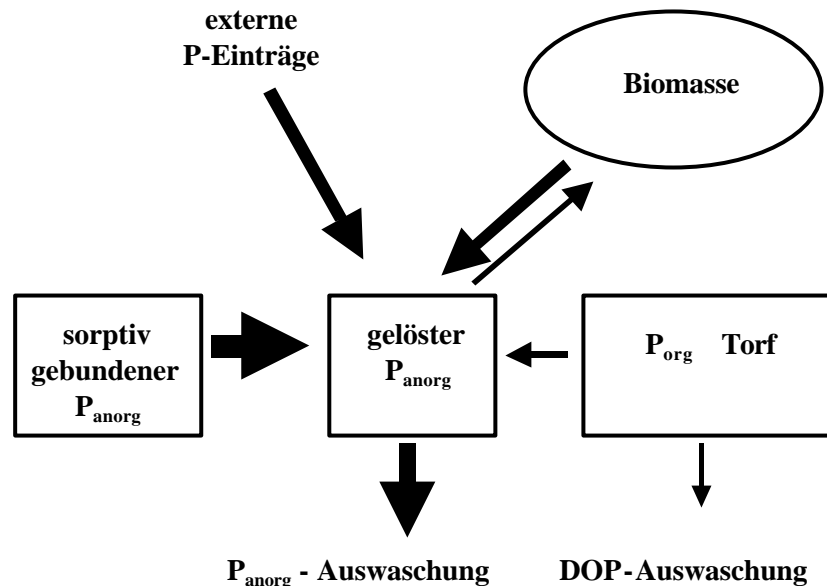


Abb. 7: Relative Stärke der Phosphor-Flüsse in durch dauerhaften Überstau wiedervernässten Niedermooren (kurz- bis mittelfristig, Jahre bis wenige Jahrzehnte). Die Stärke der Pfeile gibt die geschätzte relative Intensität der Flüsse wieder.

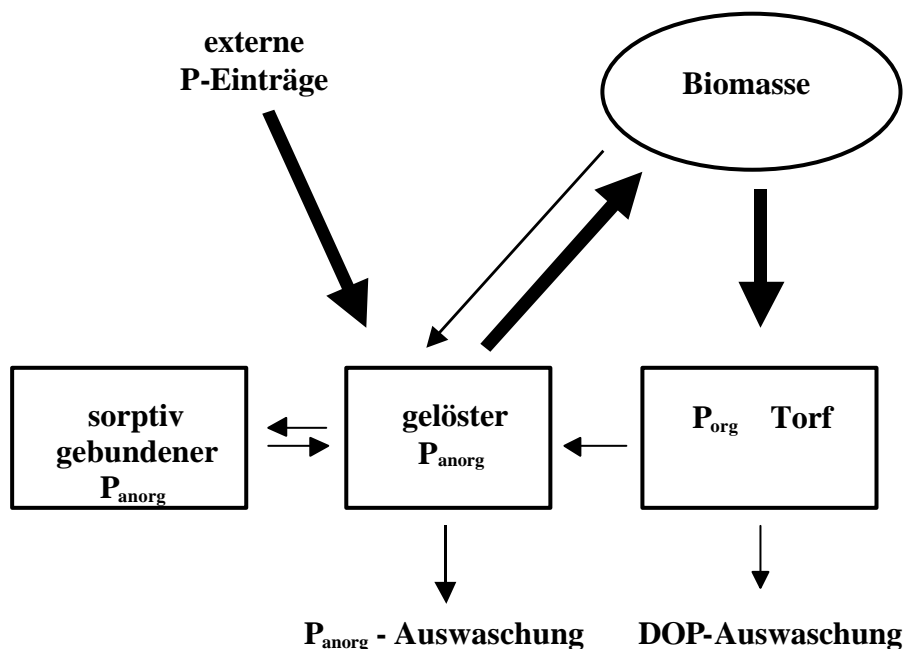


Abb. 8: Relative Stärke der Phosphor-Flüsse in durch dauerhaften Überstau wiedervernässten Niedermooren (mittel- bis langfristig, Jahrzehnte). Die Stärke der Pfeile gibt die geschätzte relative Intensität der Flüsse wieder.

2.3 Kohlenstoff-Dynamik

Kohlenstoff ist das häufigste Element im Pflanzengewebe. Dementsprechend hoch ist auch der Kohlenstoffanteil im Torf. SUCCOW (1988) gibt für unterschiedliche Torfarten C-Gehalte zwischen 6,8 und 58,0 % an, wobei die Mittelwerte zwischen 17,8 und 52,6 % schwanken.

AUGUSTIN (2001) gibt für ungestörte Bruchwälder eine Netto-Kohlenstoffakkumulationsrate von $480 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an. Bei überstauten Niedermooren bewegt sich die Akkumulationsrate zwischen 140 und $2.250 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Nach Untersuchungen von FRANZEN (1994) und OVENDEN (1990) werden in nicht entwässerten Niedermooren im Mittel jährlich zwischen 200 und 300 kg C ha^{-1} im Torf festgelegt. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen TOLONEN & TURUNEN (1996) für finnische Niedermoore.

Die leicht abbaubaren C-Verbindungen (vor allem Cellulose, Hemicellulose und Stärke) werden unter aeroben Bedingungen sofort zu CO_2 veratmet. Bei entwässerten Niedermooren liegen die Netto-Emissionsraten zwischen 2.900 und $6.700 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (AUGUSTIN 2001). Die Wiedervernässung langjährig entwässerter Niedermoore führt zu keiner kurzfristigen Abnahme der CO_2 -Emissionen. MEYER et al. (2001) konnten sogar ansteigende Austragsraten feststellen, gehen aber davon aus, dass die CO_2 -Austräge aufgrund der sich einstellenden Anaerobie nach einigen Jahren zurückgehen werden.

Im anaeroben Milieu erfolgt hingegen zunächst eine Vergärung zu Milchsäure, Ethanol, Acetat und anderen C-Verbindungen. Im letzten Schritt der Abbaukette werden Acetat und CO_2 zu Methan (CH_4) umgesetzt. Der anaerobe Abbau verläuft langsamer als der aerobe. AUGUSTIN et al. (1996) gaben für *Phalaris*-Bestände Methan-Emissionsraten von $10,6 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an. Entwässerte Moore hingegen wirken nur als schwache Methan-Quelle (AUGUSTIN et al. 1996, MEYER et al. 2001) oder als Methan-Senke (VAN DEN POL-VAN DASSELAAR & OENEMA 1996, MEYER et al. 2001).

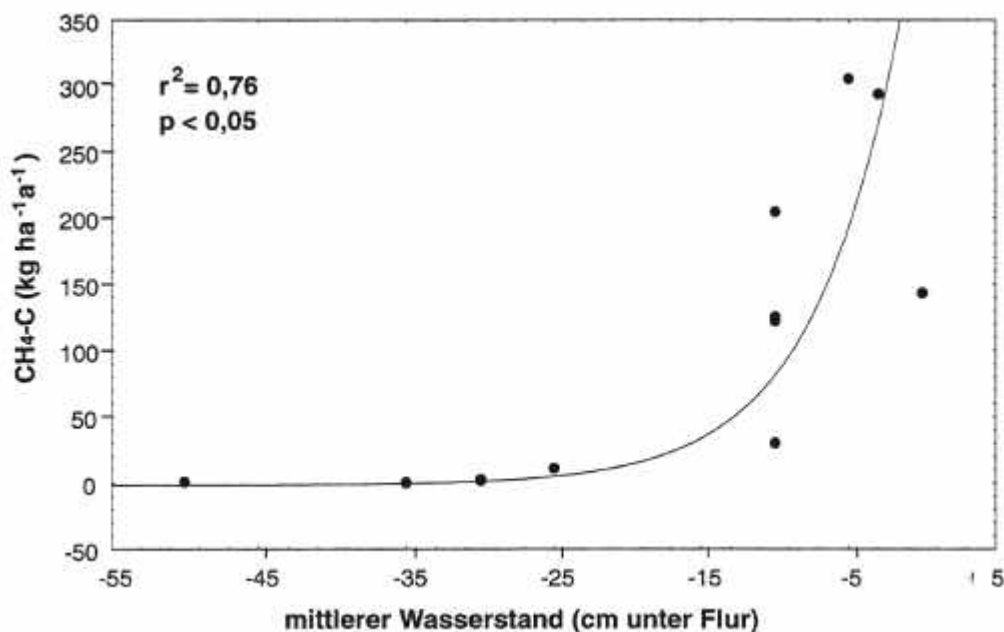


Abb. 9: Abhängigkeit der Methan-Emission vom mittleren Wasserstand in naturnahen Mooren (aus SCHRAUTZER 2001).

Neben dem Austrag über die Gasphase kann Kohlenstoff das Moor auch über das Grund- und Oberflächenwasser verlassen. In Finnland wurden TOC-Austräge (TOC = total organic carbon) von $1 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen (SALLANTAUSS 1994).

Zur Kohlenstoff-Umsetzung vor allem in wiedervernässten Mooren liegen bislang wenige Studien vor. Die Mehrzahl befasst sich vorrangig mit der Emission klimarelevanter Gase (CO_2 und CH_4). Hingegen liegen derzeit kaum umfassende Arbeiten zu den sehr komplexen Prozessen der Reaktivierung torfbildender Prozesse in Niedermooren und den dafür erforderlichen Zeiträumen vor.

Bislang kann eingeschätzt werden, dass naturnahe Moore durch die CO_2 -C-Akkumulation im Rahmen der Torfbildung eine Netto-Senke für Kohlenstoff darstellen können. Jedoch emittieren sie in vergleichsweise hohem Maße das klimawirksame Methan.

Hingegen handelt es sich bei entwässerten Mooren stets um C-Quellen. Hierbei spielt nicht nur die Torfmineralisation und der Austrag von CO_2 eine wesentliche Rolle. Bei Mooren, die der Futtergewinnung für Rinder dienen, führt die Berücksichtigung der Methan-Emission des Viehs zu einer Verstärkung des C-Quellen-Charakters entwässerter Moore. Je nach Nutzungsintensität (GVE ha^{-1}) kann die Methan-Emission des Viehs Werte erreichen, die mit denen aus unentwässerten Mooren vergleichbar sind (SCHRAUTZER 2001) oder diese sogar übersteigen (NYKÄNEN et al. 1995).

Bei der Wiedervernässung von Mooren muss mit einem erhöhten Austrag von gelösten organischen Kohlenstoff-Verbindungen gerechnet werden (KALBITZ et al. 1997). Auch steigen die CH_4 -Emissionen aus dem Torf schnell an (MEYER et al. 2001). Wie schnell sich wieder torfbildende Verhältnisse einstellen und es zu einem Wandel in der CO_2 -Dynamik in wiedervernässten Niedermooren kommt, kann derzeit noch nicht eingeschätzt werden. Die Vegetationsdynamik lässt jedoch zum Teil auf recht schnelle Stabilisierungsprozesse schließen.

3. Vegetationsdynamik

In wiedervernässten Mooren ist die Stoffdynamik eng verknüpft mit dem parallel ablaufenden Vegetationswandel. Die sich umschichtende Vegetation fungiert einerseits als direkte Quelle von Stoffen (Freisetzung von N, P-, C-Verbindungen aus absterbender Biomasse, Streu, Detritus und Sapropelen); andererseits kommt es zur Bindung von Stoffen in der ober- und unterirdischen Biomasse sowie deren Abbauprodukten (Sapropete, Torfe). Schliesslich beeinflusst die Vegetation Stoffumsetzungsprozesse im Boden (Belüftung und Austauschprozesse über die Wurzeln) sowie im Überflutungswasser (u. a. Schaffung von phasenhaft anaeroben Ruhe-zonen, Beschattung).

Ob es zu einer Netto-Festlegung der genannten Stoffe in Form von Torfbildung bzw. von Fällungs- und Bindungsvorgängen im Bodenwasser oder an der Festsubstanz des Bodens kommt, wird überwiegend durch folgende abiotische und biotische Faktorenkomplexe gesteuert:

- die chemische Zusammensetzung des Vernässungs- und Bodenwassers sowie der Torfe
- die Intensität und zeitliche Dynamik der Vernässung sowie
- die Ansiedlungs- und Ausbreitungspotenziale Torf bildender bzw. nicht Torf bildender Pflanzenarten.

Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass sich die Vegetation in wiedervernässten Mooren deutlich in Richtung auf Vegetationseinheiten (Vegetationsformen) stabiler Standorte entwickelt. Dabei entsteht zunächst (in den ersten 5-10 Jahren) eine Fülle von Initialstadien, in denen Torf bildende Arten nur eine untergeordnete Rolle spielen, insbesondere bei vorangegangener starker Entwässerung und Torfdegradation (LEIN 2001). Eine flächenbezogene Gewichtung der Entwicklung dieser Initialstadien ist derzeit noch nicht möglich. Eine allgemeine Tendenz zur Ausbreitung potenziell Torf bildender Arten ist derzeit insbesondere auf „5+“-Flächen deutlich erkennbar. Wenn bereits vor der Wiedervernässung potenziell Torf bildende Arten in geringen Deckungsanteilen vorkamen, können diese sich selbst auf „4+“- und dauernassen „6+“-Flächen ausbreiten, wo sonst nicht Torf bildende Süßgras-Dominanzbestände oder Wasserpflanzengesellschaften für Jahrzehnte die Oberhand gewinnen dürften (SCHOPP-GUTH 1999). Zur Frage der Dauer bis zur Stabilisierung des Stoffhaushaltes sind nur grobe Schätzungen möglich. Ausgehend vom Ausbreitungspotenzial Torf bildender Pflanzenarten ist unter günstigen Rahmenbedingungen frühestens nach 5 Jahren ein Ausgleich von Stoffbindung und –freisetzung erreichbar.

4. Zusammenfassung

1. Die Wiedervernässung von Niedermooren kann kurz- bis mittelfristig (einige Jahre bis wenige Jahrzehnte) durch erhöhte Stoff-Austräge zu Umweltrisiken führen.
2. Mäßige Vernässung forciert die N-Austräge und wirkt hohen P-Austrägen entgegen. Ein dauerhafter Überstau reduziert die N-Auswaschung, das Risiko erhöhter P-Austräge nimmt zu. Kalkreiches Vernässungswasser wirkt hohen P-Austrägen entgegen.
3. Mineralstoffreiche Moorböden bergen aufgrund ausgeprägter Sorptionspotentiale ein geringeres Risiko für P-Austräge als mineralstoffarme Moorböden.
4. Bei degradierten Mooren mit verdichteten Böden ist das Risiko von Nährstoff-Austrägen in das Grundwasser als sehr gering einzustufen.
5. Die Vegetationsentwicklung führt über eine Vielzahl von Initialstadien kurz- bis mittelfristig zur Etablierung stabiler eu- bis polytrahenter Vegetationsformen

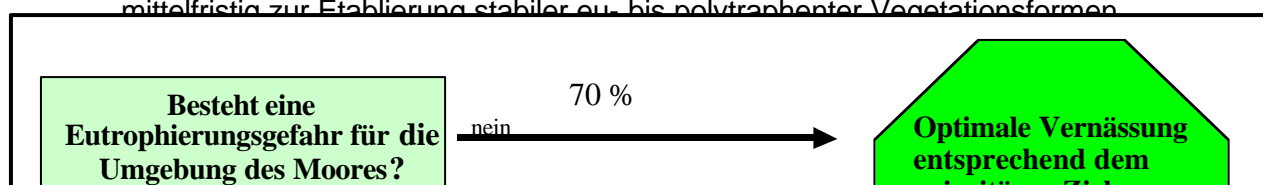


Abb. 10: Entscheidungsschema zur Moorwiedervernässung.

Die Prozentwerte entstammen einer groben Expertenschätzung (Botanisches Institut, Universität Greifswald) der betreffenden Flächenanteile in Mecklenburg-Vorpommern.

Literatur

- AUGUSTIN, J. (2001): Emission, Aufnahme und Klimarelevanz von Spurengasen. – In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): - Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl., S. 28 – 37, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- AUGUSTIN, J., MERBACH, W., KÄDING, H., SCHMIDT, W., SCHALITZ, G. (1998): Nitrous oxide and methane fluxes of heavy drained and reflooded fen sites in northern Germany. - In: BASSAM, N.E., BEHL, R.K., PROCHNOW, B. (Eds.): Sustainable Agriculture for Food, Energy and Industry. James & James (Science Publishers) Ltd., 69 – 73.
- AUGUSTIN, J., MERBACH, W., KÄDING, H., SCHMIDT, W., SCHALITZ, G. (1996): Lachgas- und Methanemission aus degradierten Niedermooren Nordostdeutschlands unter dem Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung. - In: Von den Ressourcen zum Recycling. Geotechnica-Fachbuch: 131 – 138. Verlag Ernst & Sohn, Berlin.
- BALLA, D., GENSIOR, A. (2000): Fließpfade für wassergelöste Stoffe in wieder vernässten Niedermooren Nordostdeutschlands. - Wasser & Boden **52/11**: 17 – 23.

- BANDIBAS, J., VERMOESEN, A., DE GROOT, C.J., VAN CLEMUT, O. (1994): The effect of different moisture regimes and soil characteristics of nitrous emission and consumption by different soils. - *Soil Science* **158**: 106 – 114.
- BEHRENDT, A., MUNDEL, G., HÖLZEL, D. (1993): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeterversuche. - *Z. Kulturtechn. Landentw.* **35**: 200 – 208.
- BEHRENDT, A., MUNDEL, G., SCHALITZ, G., HÖLZEL, D. (1996): 25 Jahre Lysimeterforschung in Paulinenaue und Neukonzipierung der Untersuchungen (1992). - *ZALF-Berichte* **26**: 6 – 27.
- BOCKHOLDT, R., KAPPES, K., KÖNKER, H. (1994): Stoffaustrag über Entwässerungssysteme der Warnow – ein aktueller Vergleich zwischen Mineralbodenackerland und Niedermoorgrünland. - *Rostocker Agrar- und Umweltwissenschaftliche Beiträge*, H. 5, Universität Rostock, 145 – 149.
- BOUWMAN, A.F. (1990): Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. - In: Bouwman, A.F. (ed): *Soils and the Greenhouse Effect*: 61 – 126. John Wiley and Sons, Chichester.
- DAVIDSSON, T.E., LEONARDSON, L. (1997): Production of nitrous oxide artificially flooded and drained soils. - *Wetland Ecology and Management* **5**: 111 – 119.
- DICKINSON, C.H. (1983): Micro-organisms in peatland. - In: GORE, A.J.P. (ed.): *Mires: Swamp, bog, fen and moor. Ecosystems of the World 4A*. Elsevier Amsterdam, S. 225 – 245.
- DIETRICH, O., TAUSCHKE, R., BALLA, D. (2000): Wiedervernässung eines tiefgründigen Niedermoores durch Überrieselung. - *Wasser & Boden* **52/11**: 9 – 16.
- DRIESCHER, E., GELBRECHT, J. (1993): Assessing the diffuse phosphorus input from subsurface to surface waters in the catchment area of the Lower River Spree (Germany). - *Wat. Sci. Tech.* **28**: 337 – 347
- FRANZEN, L.G. (1994): Are Wetlands the Key to the Ice-age Cycle Enigma? - *Ambio* **23 (4/5)**: 300 – 308.
- GELBRECHT, J., KOPPISCH, D. (2001): Phosphor-Umsetzungsprozesse. – In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., S. 24 – 26, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- GELBRECHT, J. (1996): Stoffeinträge in Oberflächengewässer und Stoffumsetzungsprozesse in Fließgewässern im Einzugsgebiet der Unteren Spree als Grundlage für Sanierungskonzepte. - *Berichte d. Inst. f. Gewässerökologie u. Binnenfischerei Berlin* **2**: 1 – 148.
- GELBRECHT, J., LENGSELD, H. (1998): Phosphorus in fens adjacent to surface waters. - *Berichte d. Inst. f. Gewässerökologie u. Binnenfischerei* **5**: 94 – 100.

- GOODROAD, L.L., KEENEY, D.R. (1984): Nitrous oxide emission from forest, marsh and prairie ecosystems. - J. Environ. Qual. **13**: 448 – 452.
- GOTTSCHLING, H. (1995): Bodenbiologische und standortkundliche Untersuchungen an Niedermoorstandorten der Friedländer Großen Wiese. – Dipl.-Arb., Botanisches Institut, Ernst-Moritz-Arndt-Univ. Greifswald.
- HEMOND, H.F. (1983): The nitrogen budget of Thoreau's bog. - Ecology **64**: 99 – 109.
- HENDRIKS, R. F. A. (1993): Nutrientenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden. - Rapport **251**: 164 S. DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- HÖHNE, L. (2000): Auswirkungen der Überstauung einer Niedermoorfläche auf die Wasserbeschaffenheit eines angrenzenden Fließgewässersystems. - DGL-Tagungsbericht 1999 (Rostock), Tautzing, 449 – 452.
- KALBITZ, K., KNAPPE, S., MEIßNER, R., RUPP, H. (1997): Renaturierung im Drömling. - HGF-Jahresheft: 40-42.
- KIECKBUSCH, J., SCHRAUTZER, J. (2002): Begleitforschung zum Niedermoorprogramm in Schleswig-Holstein. - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 60 S.
- KOERSELMAN, W., VAN KERHOEVEN, M., VERHOEVEN, J.T.A. (1993): Release of inorganic N, P and K in peat soils; effect of temperature, water chemistry and water level. – Biogeochemistry **20**: 63 – 81.
- KOERSELMAN, W., VERHOEVEN, J.T.A. (1992): Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. - In: VERHOEVEN, J.T.A. (ed.): Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. Kluwer Academic Publ. Dordrecht, S. 397-432.
- KOERSELMAN, W., VERHOEVEN, J.T.A. (1995): Restoration of eutrophicated fen ecosystems; external and internal nutrient sources and restoration strategies. - NNA-Berichte **8/2**: 85 – 94.
- KOPPISCH, D., BLANKENBURG, J., ESCHNER, D. (1999): Einfluss der Wiedervernässung auf das aktuelle Stickstoffangebot in Niedermoorböden. - Bielefelder Ökologische Beiträge **14**: 259 – 266
- KOPPISCH, D., ROTH, S., KNAPP, M., BLANKENBURG, J., ESCHNER, D. (2001): Einfluss von Vernässung und Bewirtschaftung auf pflanzenverfügbare Nährstoffe. - In: KRATZ, R., PFADENHAUER, J. (Hrsg.) (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer-Verlag, Stuttgart (Hohenheim), 92 – 104.
- LANDGRAF, L (1998): Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen an einem seit 1991/92 wiedervernässten Niedermoor in der Nuthe-Nieplitz-Niederung. - Studien und Tagungsberichte – Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg **18**, 120 S.
- LAWA (1999): Gewässerbewertung stehender Gewässer, vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. - LAWA, Schwerin, 74 S.

- LENGSFELD, H. (1998): Der Phosphor-Status gewässerbegleitender Moore in Abhängigkeit von ökologischem Moortyp und anthropogener Beeinflussung. - Diplomarbeit, Freie Universität Berlin, 99. S.
- LENZ, A., WILD, U. (2000): Grenzen der Nährstoffrückhaltefunktion bei der Vernässung von Grundwassermooren. - *Wasser & Boden* **52/11**: 4 – 8.
- MEIßNER, R., RUPP, H., SEEGER, J., SCHONERT, P. (1996): Folgewirkungen der Wiedervernässung eines Niedermoorgebietes auf Nährstoff- und DOC-Gehalte im Boden. - *Wasserwirtschaft* **86**: 88 – 92.
- MEYER, K., HÖPER, H., BLANKENBURG, J. (2001): Spurengashaushalt und Klimabilanz bei Vernässung. - In: KRATZ, R. & PFADENHAUER, J.: *Ökosystemmanagement für Niedermoores – Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 104 – 111.
- MOGGE, B. (1995): N₂O-Emission und Denitrifikationsabgaben von Böden einer Jungmoränenlandschaft in Schleswig-Holstein. - *Ecosys Suppl.* Bd. **9**, 94 S.
- MUMMEY, D.L., SMITH, J.L., BOLTON JR., H. (1994): Nitrous oxide from a shrub-steppe ecosystem. Sources and regulation. - *Soil. Biol. Biochem.* **26**: 279 – 286.
- MÜNCHMEYER, U., AUGUSTIN, J. (1998): Netto-N-Mineralisierung und N₂O-Emissionen auf unterschiedlich genutzten Niedermoorstandorten in Nordostdeutschland. - *Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesellschaft* **88**: 35 – 38.
- MÜNCHMEYER, U., ANDREAS, S., AUGUSTIN, J. (1999): Einfluss der Wiedervernässung von stark degradiertem Niedermoorgrasland auf den Verlauf der Stickstoff-Mineralisierung. – *Arch. für Nat.-Lands.* **38**: 303 – 314.
- MÜNCHMEYER, U., AUGUSTIN, J., RUSSOW, R., MERBACH, W. (1999): Untersuchungen zum Einfluss von Röhrichtpflanzen auf N-Umsetzungsprozesse in Niedermoorböden. - In: MERBACH, W. (Ed.): *Pflanzenernährung, Wurzeleistung und Exsudation*. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig.
- MÜNCHMEYER, U., KOPPISCH, D., AUGUSTIN, J., MERBACH, W., SUCCOW, M. (1998): Untersuchungen zur Stickstoff-Netto-Mineralisierung unter Wald- und Wiesenstandorten des Niedermoores "Friedländer Große Wiese" in Mecklenburg-Vorpommern. - In: MERBACH, W. (Hrsg.): *Pflanzenernährung, Wurzeleistung und Exsudation*. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig, S. 13 – 20.
- NOE, G.B., CHILDERS, D.L., JONES, R.D. (2001): Phosphorus Biochemistry and the Impact of Phosphorus Enrichment: Why is the Everglades so unique?. - *Ecosystem* **4**: 603 – 624.
- NYKÄNEN, H., ALM, J., LÄNG, K., SILVOLA, J., MARTIKAINEN, P. J. (1995): Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. - *Journal of Biogeography* **22**: 351 – 357.
- OKRUZSKO, H. (1989): Wirkung der Bodennutzung auf die Niedermoorbodenentwicklung, Ergebnisse eines langjährigen Feldversuches. – *Zeitschr. für Kulturtechnik und Landentwicklung* **30**: 167 – 176.
- OLDE VENTRINK, H., DAVIDSSON, T.E., KIEHL, K., LEONARDSON, L. (2000): Impact of drying and rewetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Wetland Ecology and Technology*

- EU-(TMR)-Network ERBFMRX-CY 960051 – Collection of Papers produced during the Project, 55 – 70.
- OVENDEN, L. (1990): Peat Accumulation in Northern Wetlands. - *Quaternary Research* **33**: 377 – 386.
- QUAST, J., STEIDL, J., BAUER, O. (2001): Regionale Systemanalysen zu Minderungsstrategien gegen diffuse Nährstoffeinträge in Gewässer im Elbetiefland. - *Arch. Acker-Pfl. Boden.* **47**: 37 – 52.
- REDDY, K.R., D'ANGELO, E.M. (1994): Soil processes regulation water quality in wetlands. - In: MITSCH, W.J. (ed.): *Global wetlands: old world and new*. Elsevier Amsterdam, S. 309 – 324.
- RICHARDSON, C.J. (1983): Pocosins: vanishing wastelands or valuable wetlands? - *Bio Science* **33**: 626 – 633.
- RICHARDSON, C.J. (1999): The role of wetlands in storage, release and cycling of phosphorus on the landscape: a 25-year retrospective. - In: REDDY, K.R., O'CONNOR, G.A., SCHELSKE, C.L. (Eds.): *Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems*. Boca Raton (FL), Lewis Publishers, S. 47 – 68.
- RUSCH, H. (1996): Charakterisierung biogener Stickstoff- und Kohlenstoff-Spurengasflüsse in einem Erlenbruch und angrenzenden Ökosystemkompartimenten. - *Schriftenr. Frauenhofer Inst. Atm. Umweltforschung* **41**, 148 S. Garmisch-Partenkirchen.
- RUVILLE-JACKELEN, F. (1996): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und zum Bioelementtransport an ausgewählten Standorten des Feuchtgrünlandes im Münsterland. - *Arbeitsber. Landschaftsökologie Münster, zugl. Mitt. D. Landschaftsökol. Forschungsstelle Bremen* **17**, 252 S.
- SALLANTAU, T. (1994): Response of leaching from mire ecosystems to changing climate. In: KANNINEN, M., HEIKINHEIMO, P. (eds.): *The Finnish Research Programme on Climatic Change*. - *Publications of the Academy of Finland* **1**: 291 – 296.
- SCHEFFER, B. (1977): Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung. - *Geol. Jb.* **F4**: 203 – 243.
- SCHEFFER, B. (1993): Zum Nitrataustrag über Draine. - *Wasserwirtschaft* **83/6**: 330 – 333.
- SCHEFFER, B. (1994): Zur Stoffdynamik in Niedermoorböden. – *NNA-Berichte* **7/2**: 67 – 73.
- SCHEFFER, B., BLANKENBURG, J. (1983): Phosphoraustrag aus Niedermoorböden – Ergebnisse eines Lysimeterversuches ohne Pflanzenbewuchs. – *Z. Pflanzenern. Bodenkd.* **146**: 275 – 284.
- SCHEFFER, M. (1998): *Ecology of Shallow Lakes*. - *Population and Community Biology Series Bd. 22*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 357 S.
- SCHOPP-GUTH, A. (1999): Renaturierung von Moorlandschaften. - *Schriftenr. u. Landschaftspfl. u. Naturschutz* **57**: 219 S., Bonn-Bad Godesberg.
- SCHRAUTZER, J. (2001): *Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt*. - *Habil. Christian-Albrechts-Universität Kiel*, 350 S.

- STEINMANN, P., SHOTYK, W. (1997): Chemical composition, pH and redox state of sulfur and iron in complete vertical porewater profiles from two Sphagnum peat bogs, Jura Mountains, Switzerland. - *Geochim. et Cosmochim. Acta* **61**: 1143 – 1163.
- SUCCOW, M. (1988): *Landschaftsökologische Moorkunde*. – Gustav Fischer Verlag, Jena, 340 S.
- TERRY, R.E., TATE III, R.L., DUXBERRY, J.M. (1981): The effect of flooding on nitrous oxide emissions from an organic soil. - *Soil Science* **132**: 228 – 232.
- TOLONEN, K., TURUNEN, J. (1996): Carbon accumulation in mires of Finland. Proc. of the Int. Workshop on „Northern peatlands in Global Climate Change“, Hyytiälä, Finland. - Publication of the Academy of Finland **1/96**: 250 – 255.
- TREPEL, M. (1996): *Niedermoore in Schleswig-Holstein – Gegenwärtiger Zustand und Entwicklungsmöglichkeiten*. - Literaturstudie, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- VAN DEN POOL-VAN DASSELAAR, A., OENEMA, O. (1996): Effects of grassland management on the emission of methane from grassland on peat soils. - Proc. of the Int. Workshop on „Northern Peatlands in Global Climate Change“. Hyytiälä, Finland. Publ. of the Acad. of Finland **1/96**.
- VEGELIN, K. (1999): *Wissenschaftliche Begleitforschung zu Renaturierungsmaßnahmen im mittleren Trebeltal: Einführung, Stoffbilanzierung*. Bd.1. - Studie im Rahmen des LIFE-Projektes „Flusstalmoor-Renaturierung Mittlere Trebel“, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow.
- VELTHOF, G.L., OENEMA, O. (1994): Nitrous oxide emission from grasslands on sand, clay and peat soil in the Netherlands. - In: VAN HAM, J. et al. (eds): *Non CO₂ Greenhouse Gases*. S. 439 – 444.
- VELTHOF, G.L., BRADER, A.B., OENEMA, O. (1996): Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in the Netherlands. - *Plant and Soil* **181**: 263 – 274.
- VERRY, E.S., TIMMONS, D.R. (1982): Waterborne nutrient flow through an upland-peatland watershed in Minnesota. - *Ecology* **63**: 1456 – 1467.