

# Wasser- und Stickstoffbilanzen wiedervernässter Moorlysimeter

A. BEHRENDT, G. SCHALITZ, S. VELTY, L. MÜLLER und J. AUGUSTIN

## Abstract

Water and nutrient dynamics of fen soils can be influenced markedly by water table control. Restoration by means of re-wetting is only successfully with very shallow water tables < 10 cm below surface and a fast establishment of peat producing plants like reed (*Phragmites australis*). Hence, peat soil's function changes from source to sink. On average, more than 1.000 mm water per year were required for our lysimetric studies on the re-wetting of fen profiles. Dense reed stands can be irrigated with purified wastewater without a large leaching risk of nitrogen.

## Zusammenfassung

Niedermoore können durch Wasserregulierung stark in ihrer Wasser- und Nährstoffdynamik beeinflusst werden. Nur durch oberflächennahe Grundwasserstände < 10 cm u.Fl. und eine rasche Etablierung von torfbildenden Arten wie Schilf (*Phragmites australis*) ist eine Wiedervernässung mit Torfwachstum erfolgreich. Dann wandelt sich das Moor wieder von einer Stoffquelle zur Stoffsenke.

Für eine wirkungsvolle Niedermoorrenaturierung waren unter unseren experimentellen Bedingungen durchschnittlich mehr als 1.000 mm Wasser im Jahr nötig. Dichte Schilfbestände können ohne großes Auswaschungsrisiko mit gereinigtem kommunalem Abwasser bewässert werden.

## Einleitung

Im Nordostdeutschen Tiefland existieren ausgedehnte Niedermoorgebiete (ca. 500.000 ha), die bereits vor einigen Jahrhunderten entwässert wurden und seitdem landwirtschaftlich, meist als Grünland, genutzt werden.

Ein großes Problem dieser Moornutzung ist die starke Mineralisation des Torfes und neben der daraus resultierenden Nährstoffmobilisation unter anderem auch die Freisetzung klimarelevanter Gase wie CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O. Diese Vorgänge lassen sich nur durch eine Wiedervernässung wirksam aufhalten. Wie viel Wasser dafür benötigt wird und in welchen Zeiträumen sich die Mineralisationsprozesse einschränken lassen, ist von großem Interesse und soll Gegenstand des Beitrages sein.

## Material und Methoden

Die Grundwasserlysimeter der Paulinenaue Anlage haben eine Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> und sind 1,5 m tief. Die verwendeten Niedermoorböden sind 1971 monolithisch entnommen worden. Sie stammen aus der nordostdeutschen Niedermoorlandschaft Havelländisches Luch.

Während der Vegetationsperiode wurden die Grundwasserstände durch Einspeisung von Zuflusswasser (simulierter Grundwasserstrom) aus Vorratsgefäßen auf dem jeweils gewünschten Niveau gehalten. Das nach Niederschlägen abfließende Grundwasser wurde, nachdem es den Boden durchsickert hatte, in Behältern gesammelt und dann auf seine Inhaltsstoffe untersucht. Die Zufluss- und Abflusswassermengen wurden täglich registriert.

Zur Lysimeteranlage gehört eine Wetterstation, in der Niederschlag, Lufttemperatur (in 2 m Höhe und 5 cm über dem Boden), relative Luftfeuchte, Bodentemperaturen, Globalstrahlung, Sonnenscheindauer, Windgeschwindigkeit und Kesselverdunstung gemessen werden.

Im langjährigen Mittel (1971-2000) fielen in Paulinenaue 513 mm Jahresniederschlag, die Jahresmitteltemperatur betrug 9,0 °C. In der Vegetationsperiode

(April-Oktober) waren es durchschnittlich 317 mm Niederschlag.

Für die Ermittlung der Evapotranspiration in der Vegetationsperiode werden Niederschlag, Zufluss- und Abflusswassermenge von April bis November bilanziert. Da zu Beginn und zum Ende der bilanzierten Periode in den Lysimetern Durchfluss herrscht, wird davon ausgegangen, dass bei hohem Grundwasserstand das Glied R-B (Rücklage minus Verbrauch) der erweiterten Wasserbilanzgleichung annähernd Null ist.

In den Lysimetern wurden 1997 Schilfklone gepflanzt, die auch im Großversuch einer Renaturierungsfläche von 8 ha bei Biesenbrow (Brandenburg) Verwendung fanden. Der Grundwasserstand in den Schilflysimetern wurde auf Lysimeteroberkante bzw. Überstau angehalten.

In den Jahren 2001 bis 2003 wurden 4 dieser Schilflysimeter mit gereinigtem kommunalem Abwasser bewässert.

Von den Pflanzen wurden jährlich die oberirdische Biomasse, Trockensubstanz und verschiedene Inhaltsstoffe bestimmt.

## Pflanzenuntersuchung

Nach der Bestimmung der Trockensubstanz wurden die Pflanzenproben gemahlen und auf die Inhaltsstoffe N, P, K, und Ca untersucht.

- Gesamtstickstoff (N): Aufschluss mit Selenschwefelsäure und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>
- Phosphor: Aufschluss mit H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, Orthophosphat reagiert im sauren Medium mit Ammoniummetavanadat und Ammoniummolybdat zu einer Heteropolysäure, kolorimetrisch (EPOS 5020)
- Kalium u. Kalzium: Aufschluss mit H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, Emission, Flammen AAS (Solar 939)

**Autoren:** Dr. Axel BEHRENDT, Dr. Gisbert SCHALITZ und Dr. Lothar MÜLLER, ZALF-Forschungsstation für Landwirtschaft Paulinenaue, Gutshof 7, D-14641 PAULINENAUE; Dipl.-Geol. Silke VELTY, Humboldt-Universität zu Berlin, FG Bodenkunde und Standortlehre, Invalidenstr. 42, D-10115 BERLIN; J. AUGUSTIN, ZALF Müncheberg, Eberswalder Str. 84, D-15374 MÜNCHEBERG

## Wasseruntersuchung

Die Wasserproben wurden nach der Entnahme bis zur Analyse tiefgefroren, um stoffliche Umsetzungsprozesse zu vermeiden. Unter Verwendung eines Analyseautomaten wurden  $\text{NH}_4^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{P}^-$ ,  $\text{K}^-$  und  $\text{Ca}^-$  Gehalte bestimmt. Des Weiteren wurde der pH-Wert des Wassers ermittelt.

- Ammoniumstickstoff: Indophenolblaumethode (ADM 300, DEV)
- Nitratstickstoff: Naphtylaminmethode (ADM 300, DEV)
- Phosphor: Ascorbinsäuremethode (EPOS 5020)
- Kalium u. Kalzium: Emission, AAS (Solar 939)
- pH-Wert: potentiometrisch (WTW)

## w. Torfuntersuchung

Aus den verschiedenen Horizonten wurden Proben entnommen und nach der Lufttrocknung gemahlen und chemisch analysiert. In den Bodenproben wurden dabei die Elemente C, N, K, P und Ca bestimmt sowie der pH-Wert gemessen.

- Kohlenstoff ( $\text{C}_t$ ): trockene Veraschung, Wösthoff (Carmograph 8)
- Gesamtstickstoff ( $\text{N}_t$ ): Kjeldal-Aufschluss (Selenreaktionsgemisch,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$ ), kolorimetrisch (EPOS 5020); VDLUFA, 1991
- $\text{P}_t$ ,  $\text{K}_t$  u.  $\text{Ca}_t$ : totale bzw. absolute Gehalte aus dem HF-Säureaufschluss
- pH-Wert: 13 ml 0,1 N KCl + 13 g Boden, photometrisch (WTW)

Die Analysemethoden sind in den VDLUFA - Methodenbüchern (NAUMANN et al. 1991) ausführlich beschrieben.

Der Niedermoorboden in den Lysimetern kann wie folgt kurz charakterisiert werden:

- Ökologischer Moortyp: Eutrophiertes Niedermoor
- Torfart: Schilf-Seggentorf (Radizellentorf)
- Bodentyp: Fenmulm
- Moormächtigkeit: 87 cm
- Untergrund: mittel-feinkörniger Sand

Substrat	nHvm	nHa	fnHv	Fhh	G <sub>1</sub>	G <sub>2</sub>
Tiefe in cm	0-20	21-42	43-63	65-87	88-102	103-145
Trd g/cm <sup>3</sup>	0,43	0,38	0,42	0,16	0,51	0,77
C <sub>t</sub> %	34,54	37,26	31,69	26,12	3,54	0,51
N <sub>t</sub> %	2,72	2,85	1,83	1,72	0,19	0,04
C/N	14,8	15,7	19,7	15,2	18,6	12,8
K <sub>t</sub> % HF	0,15	0,12	0,31	0,17	0,5	0,82
Ca <sub>t</sub> % HF	4	4	3,3	2,4	2,1	0,7
P <sub>t</sub> % HF	0,24	0,17	0,048	0,036	0,036	0,025

Zur Erfassung der Spurengasemission fand die "closed chamber"-Methode Verwendung. Hierzu wurden die ausgewählten Lysimeter für eine bestimmte Zeiteinheit mit Gassammelhauben abgedeckt. Zu definierten Zeiten erfolgte die Entnahme der Gasproben aus den Sammelhauben mit Hilfe vorher evakuierter, gasdichter 100 ml Glasflaschen, die anschließend im Gasanalyselabor des ZALF in Müncheberg untersucht wurden. Zur Gasanalyse diente ein automatisiertes gaschromatographisches System mit ECD und FID als Detektoren (modifiziert nach LOFTFIELD et al. 1992).

Die Emissionsrate der Spurengase ergibt sich aus der Differenz der Spurengaskonzentrationen in den Gassammelvorrichtungen zu Beginn und zum Ende des Messzeitraumes unter Bezugnahme auf Gefäßgrundfläche und -volumen.

## Ergebnisse

Entwässerte Niedermooere erleiden in unseren Breiten unter Grünlandnutzung einen Substanzverlust durch Mineralisation der organischen Substanz von ca. 0,5 cm im Jahr.

In unserem Fall würden damit theoretisch 50.000 l Moorboden pro ha mikrobiell verbraucht werden. Bei einer Trockenrohdichte (Trd) von 0,4 kg/l wären das dann 20.000 kg/ha Substanzverlust. Der Gehalt an Stickstoff in der entwässerten und damit mikrobiell angreifbaren Bodenschicht von ca. 60 cm liegt bei 2,5 N<sub>t</sub> % somit werden in unserem Beispiel 500 kg N/ha und Jahr mobilisiert.

Da diese Menge nicht vollständig von den Pflanzen aufgenommen bzw. von Bodenorganismen immobilisiert werden kann, sind Auswaschungs- und Gasverluste größer als bei höheren Grundwasserständen bzw. Überstau und eingeschränkter Mineralisation.

In der *Abbildung 1* sind die Stickstoffteilbilanzen der Schilflysimeter vor und

nach der Wiedervernässung dargestellt. Zwei Jahre vor der Wiedervernässung wurde nicht gedüngt.

Die Menge aus der Moormineralisation in der oberen Stickstoffteilbilanz ist ein aus der Moormineralisation berechneter Wert. Die Stickstoffmengen aus dem Niederschlag bzw. aus dem simulierten Grundwasser (Zufluss) sind sehr gering. Auch die im Abfluss gefundenen Mengen sind eher unbedeutend. Die nach AUGUSTIN et al. (1996) ermittelten N<sub>2</sub>O Emissionen schließen ebenfalls die Bilanzlücke nicht. Es wird angenommen, dass der gasförmige Stickstoffverlust als N<sub>2</sub> besonders bei hohen Grundwasserständen vielfach höher ist als der N<sub>2</sub>O-Verlust (AUGUSTIN, 2003). Der weitest größte Negativposten in unserer Bilanz war der Ernteentzug.

Nach der Wiedervernässung und der Etablierung von Schilfbeständen wurde der Wasserbedarf zum Teil mit gereinigtem Abwasser gedeckt. Durch die sehr hohe Evapotranspiration der Schilfbestände (z.T. über 1.500 mm/Jahr) waren auch hohe Abwassermengen erforderlich, die im Durchschnitt der behandelten Lysimeter zu einer jährlichen Stickstoffgabe von 33,3 g N/m<sup>2</sup> führten. Durch höhere Zuflussmengen waren die Stickstofffrachten dementsprechend angestiegen. Trotz der im Vergleich zur praxisüblichen Grünlanddüngung (10 -15 g N/m<sup>2</sup>) sehr hohen Mengen zugeführten gelösten Stickstoffs mit dem Abwasser, halten sich die ausgewaschenen Mengen in Grenzen, weil die massenwüchsigen Schilfpflanzen den größten Teil des pflanzenverfügbaren Stickstoffs binden. Die gasförmigen Stickstoffverluste in N<sub>2</sub>O-Form haben sich durch die Vernässung um eine Zehnerpotenz verringert, womit der Treibhauseffekt eingeschränkt wird, denn N<sub>2</sub>O hat ein 270 mal höheres Treibhauspotenzial als CO<sub>2</sub> (DUXBURY et al. 1993) und verweilt ca. 130 Jahre in der Atmosphäre. Es sollte auch nicht

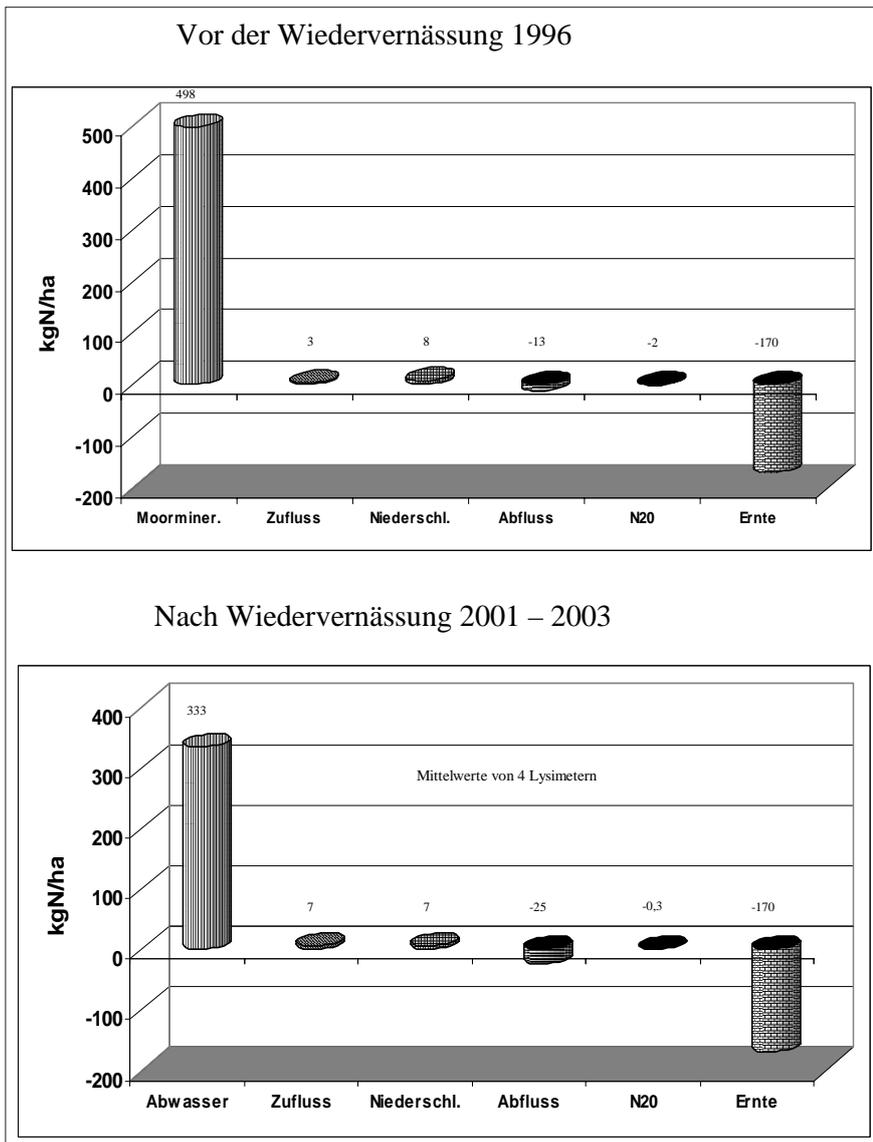


Abbildung 1: Stickstoffbilanzen vor und nach der Wiedervernässung

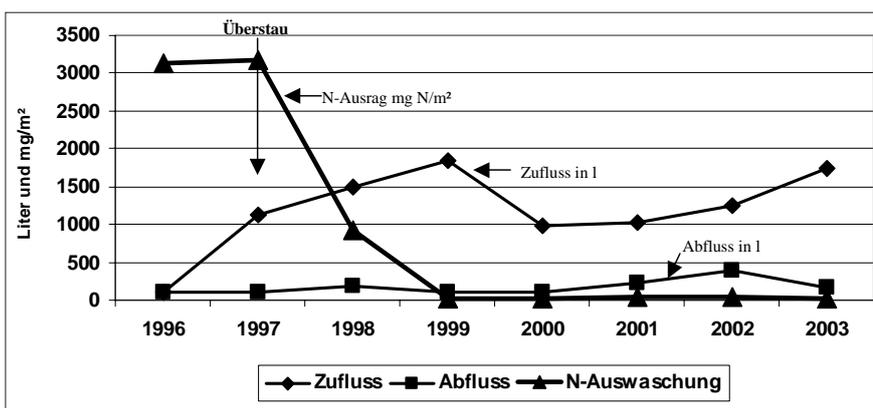


Abbildung 2: Wasserbilanzgrößen und N-Austräge vor und nach der Wiedervernässung

unerwähnt bleiben, dass sich die Moorböden durch die vollständige Wiedervernässung von starken CO<sub>2</sub>-Quellen zu CO<sub>2</sub>-Senken rückverwandeln.

Nachdem im Frühjahr 1997 die Lysimetergrundwasserstände von 90 cm unter Flur auf über Flur angehoben wurden, stieg die Evapotranspiration deutlich an,

was an den Zuflusswerten der *Abbildung 2* erkennbar ist. Starke Moormineralisation vor der Wiedervernässung und der Umbruch der Altnarbe führten in Verbindung mit noch schwach entwickelten Schilfbeständen zu recht hohen N-Austrägen im Abfluss, die erst 1999 zum Erliegen kamen. In früheren Untersuchungen (BEHRENDT, 1996) mit dichteren Schilfpflanzungen, waren schon im ersten Versuchsjahr die Bestände sehr gut entwickelt und in der Lage, den freien Stickstoff fast vollständig zu binden.

### Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass es wichtig ist, bei einer Wiedervernässung von Mooren möglichst schnell eine torfbildende Vegetation zu etablieren, die schon nach kurzer Zeit in der Lage ist, überschüssige Nährstoffe zu binden. Nur so ist es möglich, Stoffbelastungen der Umwelt zu vermeiden. Einer der wichtigsten Aspekte dabei ist die ausreichende Bereitstellung von Wasser. Wenn die Wasserbilanz nicht gedeckt werden kann, können Niedermoor-Renaturierungsvorhaben zum Umweltrisiko werden.

### Literatur

AUGUSTIN, J., W. MEHRBACH, H. KÄDING, W. SCHMIDT und G. SCHALITZ, 1996: Lachgas- und Methanemission aus degradierten Niedermoorstandorten Nordostdeutschlands unter Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftung. *Geoanalytik - Geomanagement - Geoinformatik*, Hrsg. Alfred-Wegener-Stiftung, "Von den Ressourcen zum Recycling", 131-139.

AUGUSTIN, J., 2003: Einfluß des Grundwasserstandes auf die Emission von klimarelevanten Spurengasen und die C- und N-Umsetzungsprozesse bei nordostdeutschen Niedermooeren. *LUNG-Schriftenreihe*, 38-54.

BEHRENDT, A., 1996: Grundwasserlysimeteruntersuchungen zum Wasserverbrauch und zur Nährstoffdynamik bei der Renaturierung von Niedermooeren. *ZALF-Bericht 26 "Stoffhaushalt von Niedermooeren und hydromorphen Mineralböden des nordostdeutschen Tieflandes"*, 28-34.

DUXBURY, J.M., L.A. HARPER and A.R. MOSSIER, 1993: Contribution of Agroecosystems to global change. *ASA Special publication*, 55, American Soc. of Agronomy, 1-55.

LOFTFIELD, N.S., R. BRUMME and F. BEESE, 1992: Automated monitoring of nitrous oxide and carbon dioxide flux from forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56, 1147-1150.

