

Untersuchungen zur N-Mineralisation und -Remobilisierung im Sediment eines extrem flachen Auensees (Schollener See)

G. Bormki, R. Knösche, I. Schneider

Summary

Some aspects of the nitrogen-mineralization and -remobilization in the sediment of the shallow lake Schollene in the north-west of the land Brandenburg were investigated. It seems obvious that the N-cycle is dominated by the ammonium content. Even this substrate suggest a high nitrification rate, this is not the case in summer. In this season a relatively low CO₂-concentration may be responsible for the decrease in nitrification.

1. Einleitung

In den Stoffkreisläufen der Seen kommt dem Sediment eine hohe Bedeutung zu, da es sowohl Nährstoffquelle (source) als auch Nährstofffalle (sink) ist. Es nimmt eine aktive Rolle beim Stoffaustausch mit dem Freiwasser ein, wobei an der Wasser-Sediment-Kontaktzone zahlreiche physikalische, chemische und biologische Prozesse ablaufen.

Dabei kommt den Phosphor- und Stickstoffumsetzungen gerade unter dem Gesichtspunkt der Gewässereutrophierung größte Bedeutung zu. Die durch Mikroorganismen vermittelten hauptsächlichsten Stickstofftransformationen sind Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation, N₂-Fixierung und Immobilisierung.

Im Hinblick auf eine Gewässerversauerung sollte die Denitrifikation durch Stickstoffentgasung eine besondere Rolle spielen. Voraussetzung dafür ist allerdings ein entsprechendes Substratangebot durch Nitratremobilisierung und/oder Nitratbildung mittels Nitrifikation. Für diese Prozesse sollte der Schollener See, ein Naturschutzgebiet, das im Nordwesten des Landes Brandenburg gelegen ist, als extrem flacher, hypertropher Auensee günstige Bedingungen bieten. Untersuchungen zur Phosphorremobilisierung aus dem Sediment des Schollener Sees zeigten aber im Vergleich zur nahegelegenen Havel und zum von der Havel durchströmten Gülper See ein hohes N/P-Verhältnis im Wasserkörper (Bormki 1995).

Dieses Verhältnis kann unterschiedlich zustande kommen. Zum einen konnte eine verringerte P-Remobilisierung aus dem Seesediment festgestellt werden, zum anderen wäre auch eine verstärkte N-Mineralisierung und/oder eine gestörte Denitrifikation denkbar.

Ziel dieses Beitrages zur Nährstoffdynamik des Schollener Sees war es, Teilstrecken der Stickstoffmineralisation zu untersuchen.

2. Material und Methoden

2.1 Probenentnahme

Die Probenentnahmestellen befinden sich in der Nähe des östlichen Seeufers bzw. in der Südostbucht. Sie wurden unter Berücksichtigung der Belange des Naturschutzes nicht in die Seemitte gelegt. Die

Entnahme der Sedimentproben erfolgte monatlich von Februar bis September 1995 mit einem Bodengreifer nach LENZ, der eine Fraktionierung der gezogenen Schlammsäule zuließ. Die hier präsentierten Ergebnisse beziehen sich auf die oberste Sedimentschicht von 0-4 cm Tiefe. Freiwasserproben wurden mit einem Ruttnerschöpfer aus einer Tiefe von 0,5 m entnommen. Alle Proben wurden gekühlt transportiert und aufbewahrt. Die Laboruntersuchungen begannen jeweils am Folgetag.

2.2 Analyse der Sedimentzusammensetzung

Nach Abtrennung des Interstitialwassers durch Zentrifugation bei 3000 x g wurde das Zentrifugat bei 105°C getrocknet, gemahlen und mit konzentrierter Schwefelsäure aufgeschlossen. 0,5 g Trockensubstanz wurden mit 3 ml konzentrierter Schwefelsäure unter Rückfluss 5 min auf 440°C erhitzt (4fache Wiederholung), bis zur Aufhellung langsam mit Wasserstoffperoxid (30% v/v) versetzt und nach Abkühlung auf ca. 60 ml verdünnt. Nach nochmaligem 15 minütigen Erhitzen auf 100°C wurde die Probe heiß filtriert, der pH-Wert (pH 4) reguliert und auf 100 ml mit destilliertem Wasser aufgefüllt.

Die folgenden Parameter wurden in den Aufschlüssen bzw. in den Wasserproben bestimmt:

pH-Wert (potentiometrisch), Sauerstoff (amperometrisch), Trockenmasse, Wassergehalt, organische Substanz (Glühverlust), NH₄ - N (photometrisch (425 nm) mit Nessler's Reagenz), NO₂ - N (photometrisch (507 nm) Diazotierungsmethode), NO₃ - N (photometrisch (507 nm) Cadmium-Reduktionsmethode)

2.3 Mikrobiologische Parameter

Die Konzentrationen von aeroben und anaeroben Saprophyten, Ammonium- und Nitritoxidierer sowie Denitrifizierer wurden mittels der MPN-Methode in den von Alef (1991) und Schinner et al. (1993) angegebenen Nährmedien bestimmt. Die Angaben der Bakterienkonzentrationen sind auf 1 g Trockensediment bezogen.

Die Freisetzung anorganischer Stickstoffverbindungen aus dem Sediment wurde sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Versuchsbedingungen monatlich untersucht. Dazu wurden 1,5 l Glasgefäße mit 0,5 l Oberflächenschlamm beschickt und mit 1 l entionisiertem Wasser überschichtet. Der Verschluss der Gefäße in den anaeroben Ansätzen erfolgte luftblasenfrei. Beide Varianten wurden bei 20°C im Dunkeln inkubiert. Am 5., 10., 13., 18. und 24. Tag wurden die freigesetzten Konzentrationen an NH₄ - N, NO₂ - N und NO₃ - N im Überstandswasser ermittelt. Die durch Wasserentnahme und Wiederauffüllung notwendige Verdünnung wurde rechnerisch ausgeglichen.

Zusätzlich zu den Freisetzungsversuchen wurde die aktuelle und potentielle Nitrifikation (Schinner et al. 1993) bestimmt. Anstatt des "naturfeuchten Bodens" wurde Frischsediment gleicher Menge eingesetzt. Nach einer fünfstündigen Inkubation der Proben bei 25°C ohne (aktuelle) bzw. mit Ammoniumsulfatzusatz (potentielle Nitrifikation) konnte das gebildete Nitrat photometrisch bestimmt werden. Die Zugabe von Natriumchlorat hemmte die weitere Nitritoxidation.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Abiotische Parameter

Der Schollener See als extrem flaches Auengewässer weist bei einer durchschnittlichen Wassertiefe von 1 m keine Schichtung auf. Das zeigt sich auch bei einigen von uns gemessenen Parametern. Besonders deutlich wird diese Tatsache beim Temperaturverlauf. Die Wasseroberfläche erwärmte sich während des Jahres von 4,4°C im Februar auf 28,7°C im Juli. Ähnlich stark erwärmte sich die Sedimentoberfläche (4,1°C bzw. 27,4°C). Die geringe Tiefe widerspiegelt sich auch in den Sauerstoffverhältnissen (Abb. 1). Das Gewässer ist ganzjährig gut mit Sauerstoff versorgt (Februar: 14,4 mg/l; Juli: 16,2 mg/l) und es gibt auch zur Sedimentoberfläche kaum Unterschiede (Februar: 14,3 mg/l, Juli: 12,7 mg/l). Die pH-Werte des Freiwassers differieren im Jahresverlauf zwischen 8,22 und 8,59, die des Sedimentes zwischen 6,58 und 8,28 (Abb. 1). Das Sediment des Sees ist von graubrauner Farbe mit nur schwachem Schwefelwasserstoffgeruch. Es ist sehr weich bis halbflüssig und besitzt einen außer-

gewöhnlich hohen Anteil an organischer Substanz (48 %). Dementsprechend hoch können die gespeicherten Nährstoffvorräte sein.

Der Gesamtstickstoffgehalt des Sedimentes beträgt 15-20 g/kg Trockenmasse. Damit wird das hohe Speichervermögen des Sedimentes bestätigt. Im Interstitialwasser kommen dagegen wesentlich geringere Gesamtstickstoffkonzentrationen vor (10-50 mg/l).

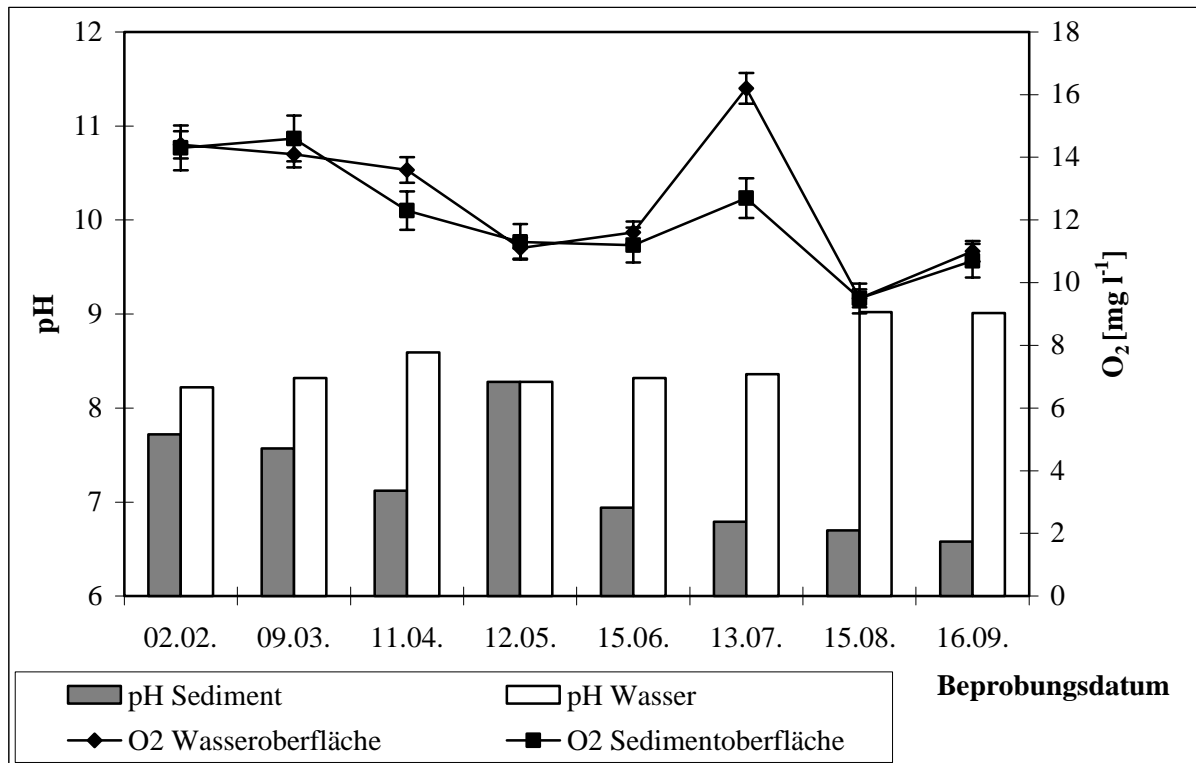


Abb. 1: pH-Wert und Sauerstoffgehalt an der Oberfläche des Freiwassers und des Sediments des Schollener Sees.

Ein Vergleich der einzelnen Stickstoffkomponenten zeigt durchgängig hohe Ammoniumgehalte im Interstitialwasser, während Nitrit- und Nitratstickstoff eine geringere Rolle spielen (Tab. 1).

Damit wird der Gesamtstickstoffpool im Porenwasser von der Ammoniumstickstoff-Fraktion bestimmt. Dieses Phänomen ist in Untersuchungen der Flachseen im Brandenburg-Berliner Raum bisher nur noch von der Krummen Lake bekannt (Dudel1993).

Tab. 1: Freie N-Komponenten im Interstitialwasser des Sediments.

Monat	NH ₄ - N (mg/l)	NO ₃ - N (mg/l)	NO ₂ - N (mg/l)
02.02.	7,62	0,05	0,001
09.03.	1,65	0,04	0,004
11.04.	15,79	0,04	0,005
12.05.	14,12	0,03	0,006
15.06.	11,37	0,04	0,004
13.07.	22,46	0,03	0,005
15.08.	31,44	0,04	0,006
16.09.	30,66	0,03	0,001

3.2 Biotische Parameter

Die Entwicklung der untersuchten Keimzahlen sowie mikrobieller Aktivitäten zeigt eine eindeutige Dynamik, die vom Klima und gewässerspezifischen Faktoren abhängt.

Allgemein ist festzustellen, dass die Bakterienkonzentrationen mit beginnender Erwärmung zunehmen. Von der im Herbst angefallenen und im Winter nur wenig mineralisierten Biomasse profitieren in erster Linie die Saprophyten (Abb. 2), deren Zahl bis Mai ständig zunimmt. Allerdings bleiben die erreichten Werte deutlich hinter den allgemein für Seesedimente angegebenen Konzentrationen von 10^6 bis 10^9 g^{-1} Trockenmasse zurück.

Im Frühsommer kommt es dann zu einer starken Verringerung der Bakterienkonzentrationen von ca. 10^4 auf 10^2 g^{-1} TM, ein Niveau, das über den Sommer beibehalten wird. Diese Annahme ist ungewöhnlich, sollten doch durch Temperaturanstieg bessere Voraussetzungen für die Bakterienvermehrung gegeben sein. Dieser ausbleibende Sommergipfel und die insgesamt niedrigen Bakterienkonzentrationen stützen die bereits geäußerte Vermutung der Nährstofflimitation im Sediment des Schollener Sees. Diese Einschränkung könnte auf die von uns beobachtete Phosphatverknappung oder auf einen Mangel an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen zurückzuführen sein. Nach Ohle (1962) finden diesbezüglich Umsetzungen bereits vorwiegend im Pelagial statt. Demzufolge wäre die C-Mineralisierung im Schollener See im Frühsommer weitgehend als abgeschlossen zu betrachten. Diese Annahme wird auch durch die geringe Sauerstoffzehrung des Sedimentes im Sommer gestützt.

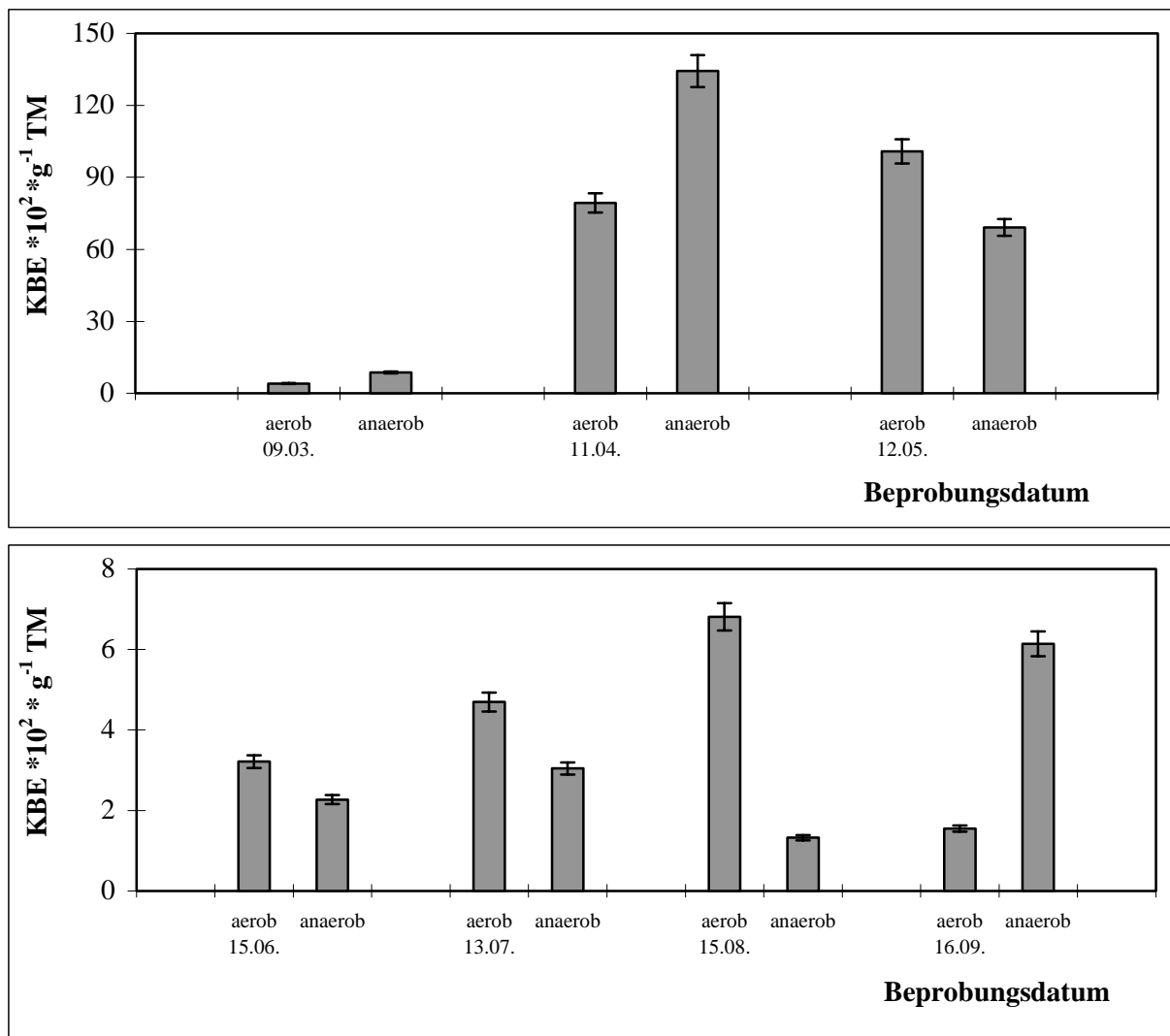


Abb. 2: Saprophytenkonzentration im Sediment des Schollener Sees.

Ähnlich wie die Saprophyten verhalten sich die Nitrifikanten und Denitrifikanten (Abb. 3). In diesen Gruppen stellen wir hohe Konzentrationen im Frühjahr und geringere im Sommer fest. Auch hier beträgt die Verringerung etwa zwei Zehnerpotenzen. Die ermittelten Werte für die Nitritoxidierer sind häufig niedriger als die der Ammoniumoxidierer, was die Abhängigkeit der Nitritoxidierer von den Leistungen der Ammoniumoxidierer belegt und Literaturwerte bestätigt.

Die festgestellten Konzentrationen für die Nitrifikanten sind insgesamt gering und bewegen sich mit 10^4 bis $10^2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ an der unteren Grenze bekannter Werte. Die Denitrifikanten (Abb. 3) im Sediment des Schollener Sees stehen in guter Übereinstimmung mit dem jeweiligen Nitratgehalt (Tab. 2). Auch sie finden lediglich im Frühjahr gute Entwicklungsmöglichkeiten. In dieser Zeit ist auch der Sauerstoffhaushalt des Sees am stärksten belastet.

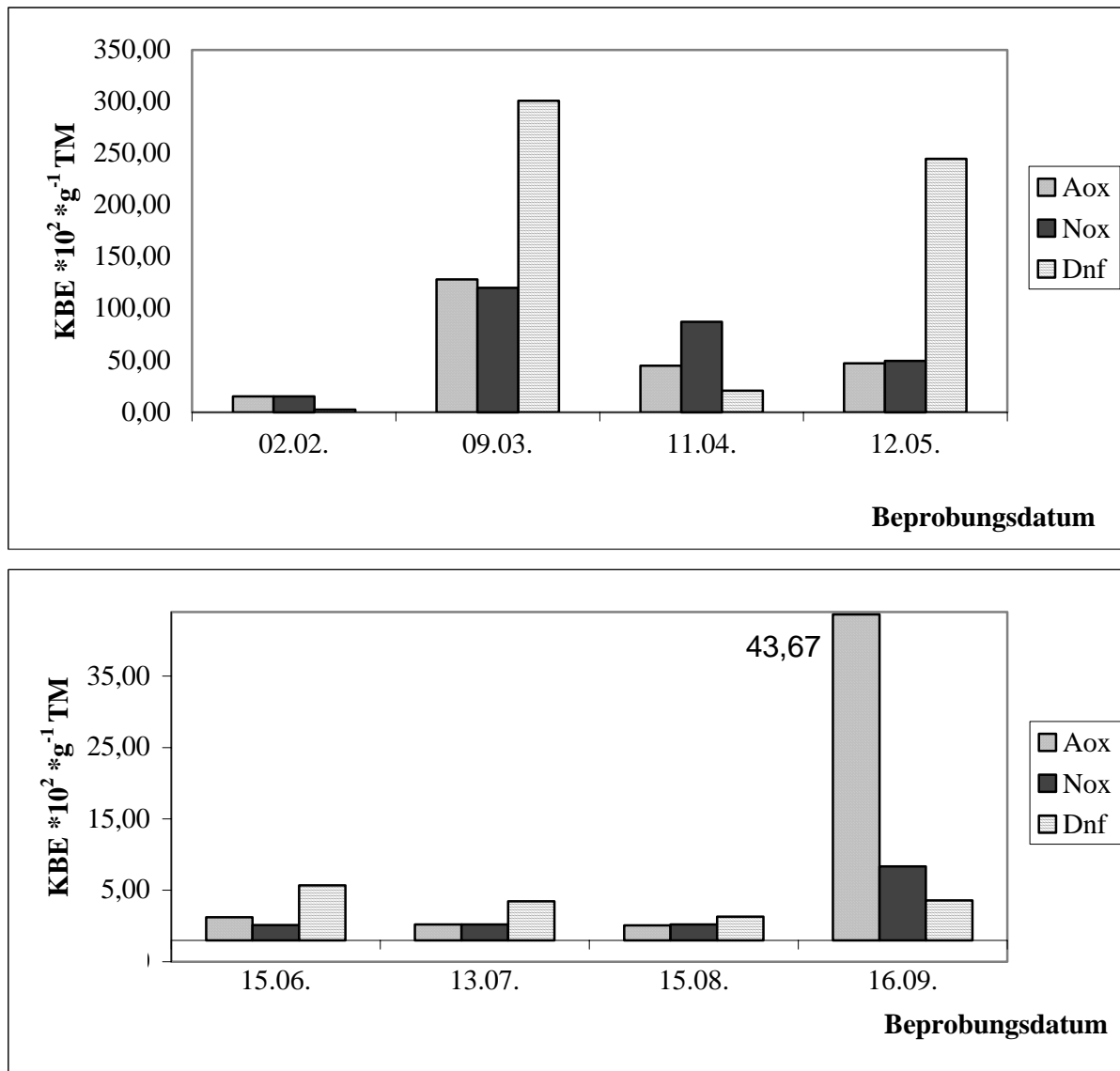


Abb. 3: Ammoniumoxidierende (Aox), nitritoxidierende (Nox) und denitrifizierende Bakterien (Dnf) im Sediment des Schollener Sees.

Die physiologischen Leistungen stehen in guter Übereinstimmung mit den Konzentrationen der Mikroorganismen. In Gefäßversuchen zur Ermittlung der N-Freisetzung aus dem Sediment (Tab. 2) konnte das Maximum der aeroben und anaeroben N-Mobilisierung in Form von Nitrit und Nitrat im Mai festgestellt werden.

Lediglich bei $\text{NH}_4\text{-N}$ scheint die Tendenz einer variablen Freisetzung im Untersuchungszeitraum erkennbar. Mit 10 bzw. 100fachen stärkeren Raten ist die Ammoniumfreisetzung eindeutig dominant.

Deutliche Unterschiede zwischen den aeroben und anaeroben Ansätzen sind bis auf die Ausnahme im Mai nicht zu erkennen. Am Beispiel der kurzfristig zu ermittelnden Nitrifikationsleistung zeigt sich ebenfalls, dass die Hauptaktivitäten sowohl der potentiellen als auch der aktuellen Nitrifikation im Frühjahr auftreten (Abb. 4). Das potentielle Nitrifikationspotential wird jedoch zu keinem Zeitpunkt ausgeschöpft.

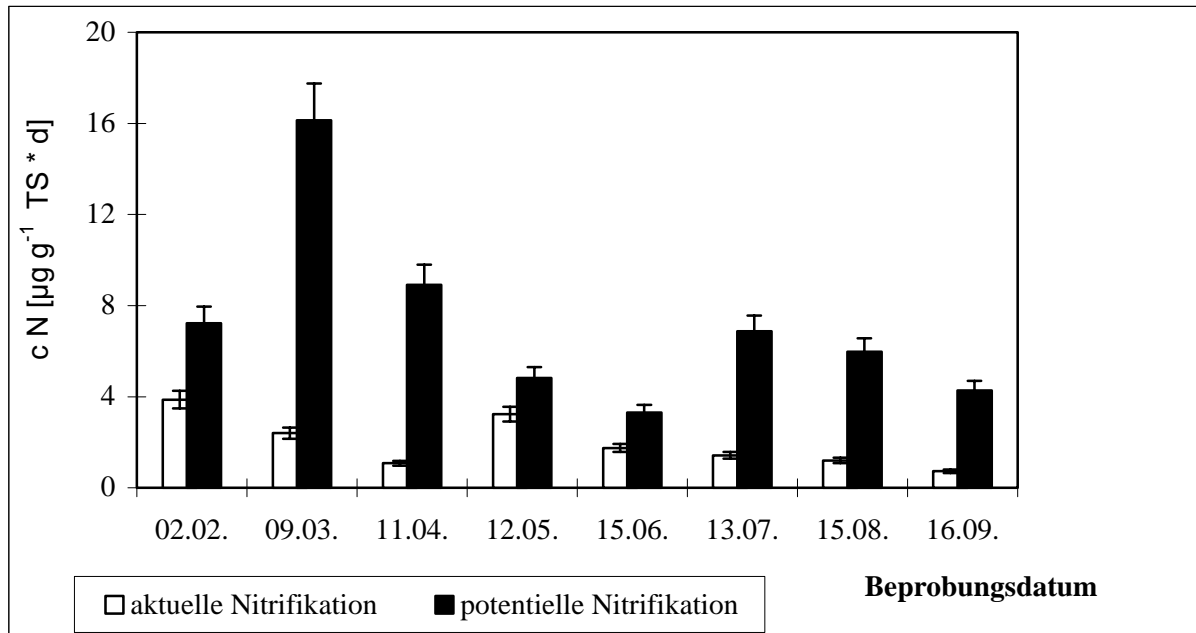


Abb. 4: Aktuelle und potentielle Nitrifikation im Sediment des Schollener Sees.

Da die Ammoniumfreisetzung in der Sedimentoberfläche im jahreszeitlichen Verlauf nur geringen Schwankungen unterliegt (Tab. 2), hängt dieser Prozess nicht allein von der Ammonifikantenkonzentration ab. Da weder Sauerstoffmangel noch pH-Veränderungen im Schollener See eine Rolle spielen, kann der Anstieg im Ammoniumgehalt im Interstitialwasser durchaus mit der Abnahme der Nitrifikanten und ihrer physiologischen Aktivität erklärt werden.

Die Nitrifikation ist aufgrund der wenigen Mikroorganismengruppen, die dazu in der Lage sind, ein Prozess, der leicht beeinflussbar ist. Bekannte Einflussgrößen (Rheinheimer et al. 1988) sind Sauerstoffangebot, Redoxpotential, Temperatur, pH, Licht, Substrat- und Produktkonzentrationen. Da die Sauerstoffversorgung, das Redoxpotential, die Temperatur, der pH-Wert, die Lichtverhältnisse im Schollener See für eine optimale Nitrifikation sprechen und auch eine Produkthemmung aufgrund der niedrigen Nitritkonzentrationen nicht in Frage kommt, sind die Ursachen für die Sommerdepression im Substratangebot zu suchen. Da die meisten Nitrifizierer chemoautotroph leben (Kusnezow 1959), stehen demzufolge zwei Substrate zur Diskussion. Zum einen ist es Ammoniumstickstoff, der für die Energiegewinnung oxidiert wird und zum anderen ist es CO₂, welches assimiliert wird.

Bekannt ist, dass die Nitrifikation durch hohe Ammonium-/Ammoniak-Konzentrationen gehemmt wird. Für *Nitrosomonas europaea* haben Groeneweg et al. (1994) Hemmungen der Ammoniumoxidation ab 100 mg NH₄-N l⁻¹ bei pH 8 festgestellt und auch Schreiner (1984) erwähnt, dass bei 60 mg NH₄-N l⁻¹ die stationäre Phase erreicht sei. Unsere Ergebnisse belegen, dass die Ammoniumkonzentrationen im Sedimentporenwasser (Tab. 2) diese Werte nicht überschreiten, so dass eine Substrathemmung durch Ammonium ausgeschlossen wird. Als sehr wahrscheinlich für die verringerten Bakterienkonzentrationen und physiologischen Aktivitäten kann dagegen akuter CO₂-Mangel im Sommer angenommen werden. Gründe dafür wären die stark eingeschränkte CO₂-Verfügbarkeit durch die schwache Alkalinität (Abb. 1) und den hohen pH-Wert des Gewässers (Dudel et al. 1993), die Assimilation durch photosynthetische Gewässerorganismen und die bereits postulierte Beendigung der C-Mineralisation im Frühsommer.

Tab. 2: N-Freisetzungsraten im Gefäßversuch.

Beprobung Datum	NO₃ - N (mg m⁻² d) aerob.	NO₃ - N (mg m⁻² d) anaerob.	NO₂ - N (mg m⁻² d) aerob.	NO₂ - N (mg m⁻² d) anaerob.	NH₄ - N (mg m⁻² d) aerob.	NH₄ - N (mg m⁻² d) anaerob.
02.02.	1,33	0,73	0,96	0,08	140	80
09.03.	1,81	1,16	1,54	1,23	60	120
11.04.	0,89	1,18	0,47	0,58	160	160
12.05.	13,07	0,26	4,07	0,02	90	30
15.06.	0,55	0,19	0,05	0,01	110	60
13.07.	0,48	0,12	0,15	0,02	190	90
15.08.	0,33	0,12	0,1	0,02	230	100

Somit stellt der Schollener See nicht nur wegen des Phosphorhaushaltes, sondern auch in bezug auf die Stickstoff-Mobilisierung und -Mineralisierung einen besonderen Gewässertyp dar.

4. Literatur

- Alef, K. (1991): Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. ecomed Verlagsgesellschaft mbH, Landsberg/Lech.
- Bormki, G. (1995): Untersuchungen der mikrobiellen Phosphorfreisetzung und der Denitrifizierung an der Oberfläche eines hypertrophen Flachsees. Dipl.-Arbeit, Universität Potsdam.
- Dudel, G.E., Kohl, J.-G. (1992): The nitrogen budget of a shallow lake (Großer Müggelsee, Berlin). *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 77: 43-72.
- Dudel, G.E., Rechenberger, B., Hilbig, K. (1993): The contribution of the water-sediment-interface to the nitrogen transformation in shallow lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 639-645.
- Groeneweg, J., Sellner, B., Tappe, W. (1994): Ammonia oxidation in *Nitrosomonas* at NH₃ concentrations near K_m: effects of pH and temperature. *Wat. Res.* 28: 2561-2566.
- Knösche, R. (1996): Der Sauerstoffhaushalt in extrem flachen Gewässern, untersucht am Beispiel des Schollener Sees. *Untere Havel - Naturkundl. Ber.*, Heft 5: 14-21.
- Kusnezow, S.I. (1959): Die Rolle der Mikroorganismen im Stoffkreislauf der Seen. Deutscher Verlag der Wissenschaften. Berlin.
- Niewolak, S., Korycka, A., Potocka, E. (1978): Ammonification processes in fertilized lakes. *Ekol. polon.* 26: 555-572.
- Ohle, W. (1962): Der Stoffhaushalt der Seen als Grundlage einer allgemeinen Stoffwechselfeldynamik der Gewässer. *Kieler Meeresforsch.* 18: 127-149.
- Rheinheimer, G., Hegemann, W., Raff, J., Sekoulov, I. (1988): Stickstoffkreislauf im Wasser. R. Oldenbourg Verlag München, Wien.
- Rheinheimer, G. (1991): Mikrobiologie der Gewässer. Gustav Fischer Verlag Stuttgart.
- Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeker, E., Margesin, R. (1991): Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer Verlag Berlin Heidelberg.
- Schreiner, H. (1984): Nitrifikation und Denitrifikation an schlammigen Sedimentoberflächen. *gwf-wasser/abwasser* 125: 570-579.

Anschrift des letztgenannten Autors:

Prof. Dr. I. Schneider
 Universität Potsdam
 Institut für Biochemie und Biologie
 Maulbeerallee 2a
 14469 Potsdam
 e-mail: ischneid@rz.uni-potsdam.de