



Stickstofflimitation in Binnengewässern

**Ist Stickstoffreduktion
ökologisch sinnvoll
und
wirtschaftlich vertretbar?**

**Abschlussbericht
NITROLIMIT I**

NITROLIMIT

Stickstofflimitation in Binnengewässern –

Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar?

Projektförderung:

NITROLIMIT wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen des BMBF-Rahmenprogramms „Forschung für nachhaltige Entwicklungen“ (FONA) im Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement“ (NaWaM) gefördert.

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung



FONA
Nachhaltiges
Wassermanagement
BMBF

Förderkennzeichen: 033L041 A-G

Laufzeit: 01.09.2010 bis 31.12.2013

Projektbegleitung:

Projektträgerschaft Ressourcen und Nachhaltigkeit / Projektträger Jülich

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren

Das Verbundforschungsprojekt NITROLIMIT wird von folgenden Partnern ausgeführt:



Brandenburgische
Technische Universität
Cottbus - Senftenberg

Brandenburgische Technische Universität Cottbus - Senftenberg

Lehrstuhl Gewässerschutz

Seestr. 45, 15526 Bad Saarow

Wissenschaftliche Leitung und Projektkoordination

Prof. Dr. Brigitte Nixdorf, Dr. Claudia Wiedner

Kontakt: nixdorf@tu-cottbus.de, c.wiedner@tu-cottbus.de

Dr. Jacqueline Rücker, Dr. Björn Grüneberg, Dr. Andrew Dolman,

Dr. Jeanette Schlief, Katja Becker, Sebastian Kolzau

Lehrstuhl Biotechnologie der Wasseraufbereitung

Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus

Prof. Dr. Marion Martienssen

Kontakt: marion.martienssen@tu-cottbus.de

Dr. Jörg Böllmann, Dr. Ramona Kuhn



Bundesanstalt für Gewässerkunde

Referat U2 - Ökologische Wirkungszusammenhänge

Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz

Dr. Helmut Fischer

Kontakt: helmut.fischer@bafg.de

Dr. Cláudia Lindim, Stephanie Ritz



Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Abt. Limnologie von Flusseen

Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

Dr. Jan Köhler

Kontakt: koehler@igb-berlin.de

Dr. Markus Venohr, Dr. Ute Mischke,

Dr. Marisa Matranga, Dorothea Fiedler,

Abt. Limnologie geschichteter Seen

Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin OT Neuglobsow

Dr. Peter Casper, Marc Kupetz



Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Cicerostr. 24, 10709 Berlin

Dr. Pascale Rouault

Kontakt: pascale.rouault@kompetenz-wasser.de

Dr. Andreas Matzinger, Dr. Christian Remy, Mathias Riechel, Daniel Mutz



Technische Universität Berlin
Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltpolitik
FG Landschaftsökonomie
Straße des 17. Juni 145, 10623 Berlin

Dr. Jürgen Meyerhoff
Kontakt: juergen.meyerhoff@tu-berlin.de

Andreas Horbat



Technische Universität Dresden
Institut für Hydrobiologie
01062 Dresden
Dr. Thomas Petzoldt
Kontakt: thomas.petzoldt@tu-dresden.de
Dr. Santiago Moreira Martinez, René Sachse

Assoziierte Partner:

- Berliner Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz (SenGuV)
- Berliner Wasserbetriebe (BWB)
- Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (LUGV)
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (MLUV)
- Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR)

Wissenschaftlicher Beirat:

Prof. Dr. Jürgen Benndorf (*† 30. Oktober 2011*), Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, Dresden

Regina Gnirß, Berliner Wassebetriebe (BWB), Berlin

Dr. Andreas Hoffmann, Umweltbundesamt (UBA), Fachgebiet II 2.4, Binnengewässer, Dessau

Matthias Rehfeld-Klein, Berliner Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz (SenGuV), Berlin

Prof. Dr. Michael Schlotter, Helmholtz Zentrum München, Institut für Bodenökologie, München

Georg Schrenk, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Hennef

Dr. Michael Trepel, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), Flintbek

Dr. Maren Voss, Leibniz-Institut für Ostseeforschung (IOW), Warnemünde

Dr. Guntram Weithoff, Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Potsdam

INHALT

EINLEITUNG	1
ERGEBNISSE	4
MODUL 1 STICKSTOFF ALS STEUERGRÖÙE DES PHYTOPLANKTONS	4
1.1 Aufbau und Analyse einer bundesweiten Gewässerdatenbank	4
1.1.1 Auswertung der NITROLIMIT Seendatenbank	4
1.1.1.1 Zusammenhang zwischen Phytoplanktonbiomasse und Stickstoff bzw. Phosphor	5
1.1.1.2 Seetypspezifische und saisonale Limitationsmuster	8
1.1.1.3 Zielwerte für TN- und TP-Konzentrationen	9
1.1.2 Flussdatenbank und Auswertung	15
1.2 Fallstudien in verschiedenen Gewässertypen	25
1.2.1 Fortführung und Analyse von Langzeitdatenreihen	25
1.2.2 Bioassays zur Nährtofflimitation des Phytoplanktons sowie zum N ₂ -Fixierungspotential von Cyanobakterien	34
1.2.3 Die Bedeutung von gelöstem organischen Stickstoff für Phytoplankton	44
1.2.4 Stickstoffkonkurrenz zwischen Phytoplankton und Makrophyten	52
1.2.5 Verluste des Phytoplanktons durch Grazing	60
MODUL 2 STICKSTOFFEINTRÄGE UND GEWÄSSERINTERNE UMSETZUNGEN	70
2.1 Stickstoffeinträge	70
2.1.1 Stickstofffixierung durch Cyanobakterien	70
2.1.2 Atmosphärische Stickstoffdeposition	79
2.1.3 Ammoniumeintrag aus dem Sediment und Einfluss von Nitrat auf die Phosphorrücklösung	86
2.2 Gewässerinterne Umsetzung von Stickstoff	96
2.2.1 Bestimmung von Stoffumsatzraten - Nitrifikation, Denitrifikation, Anammox	96
2.2.2 Abschätzung des N-Umsatzes in der Elbe über „Open Channel“ Methoden	105
2.2.3 Lachgas (N ₂ O)-Emissionen	115
2.3 Bilanzierung der Stickstoffeinträge und -austräge sowie deren Umsetzungen	118
MODUL 3 MODELLIERUNG	127
3.1 Stoffeintragsmodellierung über MONERIS	127
3.2 Ökosystemmodellierung	135
3.2.1 Ökosystemmodellierung von tiefen geschichteten und polymiktischen Seen	135
3.2.2 Modellierung der Gewässergüte von Unterer Havel und Stadtspree	145

MODUL 4 SOZIOÖKONOMISCHE ANALYSEN	156
4.1 Reduktion der Stickstoffeinträge im EZG der unteren Havel: Kosten- und Wirksamkeitsabschätzung	156
4.1.1 Maßnahmenkatalog	156
4.1.2 Wirkung und Kosten von Maßnahmen im Einzugsgebiet der Unteren Havel	157
4.1.3 Ökobilanz für weitergehende Maßnahmen auf Großklärwerken	163
4.2 Szenarienanalyse zum Potential von Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffeinträge	171
4.2.1 Methodik Zielwertkonzentration	171
4.2.2 Wirksamkeit von Einzelmaßnahmen und Maßnahmenkombinationen	171
4.3 Nutzen aus der Verbesserung des ökologischen Zustandes der Gewässer	179
4.3.1 Teilnehmer der Befragungen	179
4.3.2 Erholungsnutzung der Gewässer in Berlin und Brandenburg	180
4.3.3 Zahlungsbereitschaft für die Verbesserung der Gewässerqualität	182
4.4 Kosten-Nutzen-Analyse Untere Havel	185
4.5 Fazit: Stickstoffreduktion ... und wirtschaftlich vertretbar?	187
MODUL 5 PROJEKTKOORDINATION UND KOMMUNIKATION	190
5.1 Interne Kommunikation	190
5.2 Externe Kommunikation	191
ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION	204
DANKSAGUNG	207

EINLEITUNG

Der Großteil der bundesdeutschen Binnengewässer wird bis 2015 nicht den guten ökologischen Zustand erreichen, der von der EU-Wasserrahmenrichtlinie gefordert wird. Bisher ging man davon aus, dass die Gewässergüte in erster Linie durch Phosphor bestimmt wird. In jüngster Zeit mehrten sich aber Hinweise, dass in vielen Gewässern auch Stickstoff eine entscheidende Steuergröße der Phytoplanktonentwicklung darstellt. Daher wird die Reduzierung von Stickstoffeinträgen gefordert. Die Kosten für Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffeinträge aus punktuellen (beispielsweise Kläranlagen) und diffusen Quellen (beispielsweise aus der Landwirtschaft) werden um ein Vielfaches höher geschätzt im Vergleich zu Maßnahmen zur Reduktion von Phosphoreinträgen. Ob Maßnahmen zur Stickstoffreduktion ökologisch wirksam werden, kann aufgrund unzureichender Kenntnisse zur Herkunft, Umsetzung und Wirkung von Stickstoff derzeit nicht eingeschätzt werden. Daher fordern öffentliche und wirtschaftliche Maßnahmenträger nachdrücklich eine Klärung des Nutzens von Stickstoffelimination.

An diesem Punkt setzt NITROLIMIT an. Es sollte eine fundierte wissenschaftliche Grundlage zur Beurteilung des Einflusses von Stickstoff auf die Gewässergüte geschaffen, die Kosten und Nutzen von Maßnahmen zur Verringerung von Stickstoffeinträgen analysiert und darauf basierend Empfehlungen für eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung erarbeitet werden.

Projektziele

Die übergeordneten Ziele von NITROLIMIT sind:

- die ökologische Bedeutung von Stickstoff für die Gewässergüte weiter aufzuklären
- die Einträge von Stickstoff, seine gewässerinternen Umsetzungen und seine Austräge aus Gewässern zu ermitteln
- die zukünftige Entwicklung der Gewässergüte bei verminderten Stickstoffkonzentrationen für verschiedene Klimaszenarien abzuschätzen
- einen Katalog von Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoffeinträge zu erstellen und die Kosten der individuellen Maßnahmen zu analysieren

Projektstruktur

Zum Erreichen der Ziele war eine sehr enge inhaltliche und praktische Vernetzung aller Partner bei der Durchführung notwendig. Das Arbeitsprogramm war daher nicht nach Arbeitspaketen der einzelnen Antragsteller, sondern nach Inhalten in vier Module gegliedert, die jeweils von mehreren Partnern gemeinsam bearbeitet wurden (Abb. 1).

Modul 1 – Stickstoff als Steuergröße des Phytoplanktons

In diesem organismischen Ansatz wurde für verschiedene Gewässertypen die Bedeutung von Stickstoff als Steuergröße des Phytoplanktons in Relation zu anderen relevanten Steuergrößen (z.B. Phosphor, Temperatur) auf unterschiedlichen Untersuchungsebenen erforscht. Damit sollte eine Grundlage geschaffen werden zur Abschätzung, ob und in welchem Umfang verringerte Stickstoffeinträge zu einer Verminderung der Phytoplanktonbiomasse und einer Verbesserung des ökologischen Zustandes von Gewässern führen.

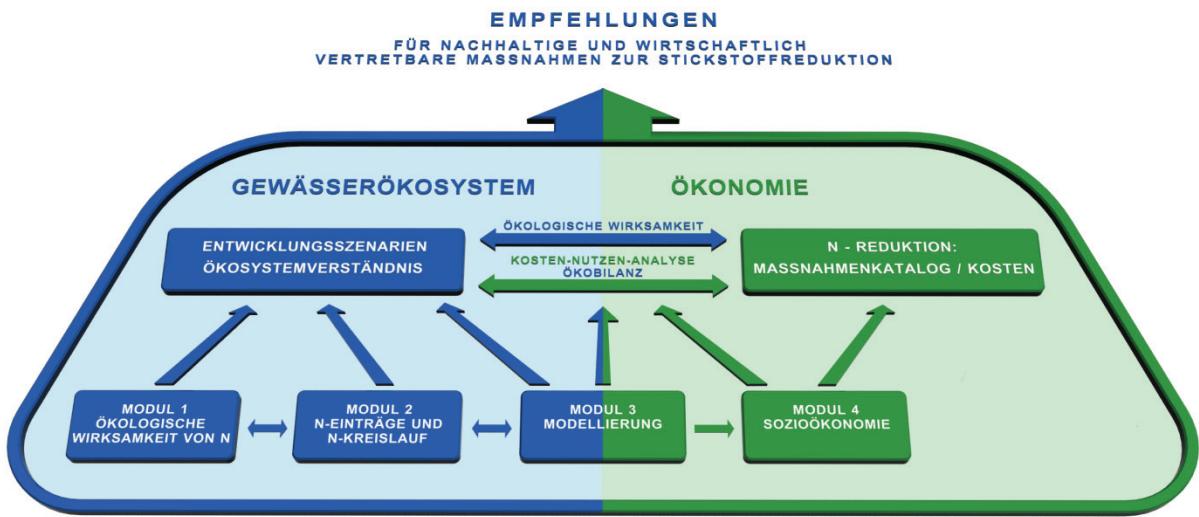


Abbildung 1. Projektstruktur

Modul 2 – Quantifizierung der Stickstoffeinträge und gewässerinternen Umsätze

In diesem prozessorientierten Ansatz wurden die Einträge aus der Atmosphäre (N_2 -Fixierung durch Cyanobakterien, atmosphärische N-Deposition) und aus dem Sediment in die Modellgewässer quantifiziert. Als wichtigste gewässerinterne N-Umsetzungen wurden Nitrifikation, Denitrifikation, Lachgasbildung bei unvollständiger Denitrifikation und anaerobe Ammoniumoxidation (Anammox) sowie die Steuerung der P-Freisetzung aus den Sedimenten durch Nitrat untersucht. Die gewässertypspezifischen Eintrags- und Umsatzraten fanden als Modellkoeffizienten in die Eintrags- und Ökosystemmodelle (Modul 3) Eingang und dienen als Grundlage für eine N-Bilanzierung.

Modul 3 – Gewässermodellierung

Die anzuwendenden Einzugsgebiets- und Ökosystemmodelle wurden mit Hilfe der Ergebnisse aus Modul 1 und 2 problemspezifisch weiterentwickelt und sollten zu einer Verbesserung unseres Ökosystemverständnisses beitragen. Darüber hinaus sollt mittels Szenarioanalyse die Gewässergüteentwicklung bei verminderter Stickstoffeintrag und verändertem Klima abgeschätzt werden. In Synergie mit den Ergebnissen aus Modul 1 und Modul 2 sollte ermittelt werden, unter welchen Bedingungen und in welchem Umfang eine Stickstoffreduktion in den verschiedenen Gewässertypen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes führt. Die Identifikation und Quantifizierung möglicher Steuergrößen und -mechanismen bildeten eine wesentliche Grundlage für die sozioökonomische Analyse und Bewertung (Modul 4) sowie für die Ableitung von Reduktionszielen, potentiell möglichen Maßnahmen (Prioritäten) sowie von Bewirtschaftungsplänen.

Modul 4 – Sozioökonomische Analyse

Es wurde eine Bewertung verschiedener Bewirtschaftungsszenarien zur Reduktion punktueller und diffuser Stickstoffeinträge in zwei Untersuchungsgebieten durchgeführt. Für die mit dem Modell MONERIS gerechneten Szenarien wurden kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen ermittelt. Diesen Kosten wurde anschließend der Nutzen aus der Verbesserung des ökologischen Zustandes der

Gewässer gegenübergestellt. Zusätzlich wird für ausgewählte Reinigungsverfahren eine Ökobilanz (Lebenszyklusanalyse LCA) zur systematischen Analyse der damit verbundenen Umweltwirkungen durchgeführt. Durch den Einsatz der Ökobilanz sollten Wirkungen erfasst werden, die nicht oder nur schwer in monetären Einheiten zu bewerten sind. Dadurch wurde den Entscheidungsträgern eine breite Palette entscheidungsvorbereitender Informationen zur Verfügung gestellt, die in Stakeholder-Workshops diskutiert wurden.

Modul 5 – Projektkommunikation

Für den Erfolg des Projektes waren schließlich auch die interne und externe Projektkommunikation bedeutsam. Die interne Kommunikation wurde durch regelmäßige Projektworkshops und –seminare zur optimalen projektinternen Vernetzung und zum reibungslosen Informations- und Ergebnisfluss zwischen Projektpartnern, assoziierten Partnern und dem Beirat geschaffen. Zielgruppen für die externe Kommunikation waren:

- Wissenschaftler, die durch Beiträge auf wissenschaftlichen Veranstaltungen und Publikationen in internationalen Fachjournals erreicht wurden
- Stakeholder (alle Maßnahmen- und Entscheidungsträger aus dem Bereich der Gewässerbewirtschaftung, Klärwerksbetreiber, Agrarverbände, Umweltverbände, politische Parteien und der BMBF als Projektförderer), die durch Stakeholderworkshops über Projektinhalte informiert wurden und Gelegenheit bekamen, ihr Fachwissen einzubringen
- Interessierte Bürger, die durch Pressemitteilungen, Webpage, Flyer etc. informiert wurden.

Modellgewässer und deutschlandweite Datenbank

Die Forschungsarbeiten wurden beispielhaft an fünf in Deutschland weitverbreiteten Gewässertypen durchgeführt:

- Stabil geschichteter, tiefer See (Scharmützelsee)
- Phasenweise geschichteter See mittlerer Tiefe (Müggelsee)
- Durchmischter, sehr flacher See (Langer See)
- Flussee (Untere Havel)
- Großer Strom (Elbe)

Weitere Gewässertypen wurden durch die Auswertung der bundesweiten Datenbank, die in NITROLIMIT erstellt wurde, berücksichtigt.

Projektkonsortium

Das Projektkonsortium besteht aus der Gruppe der wissenschaftlichen Projektpartner aus den antragstellenden Institutionen, die als Hauptakteure das Projekt durchführten, einer Gruppe von assoziierten Partnern aus dem Bereich der Gewässerbewirtschaftung, die das Projekt unterstützten, und einem Beirat, der die Projektpartner in wissenschaftlichen, wasserwirtschaftlichen und umweltpolitischen Fragen berieten.

ERGEBNISSE

MODUL 1 STICKSTOFF ALS STEUERGRÖÙE DES PHYTOPLANKTONS

Der Einfluss von Stickstoff (N) im Vergleich zu Phosphor (P) auf die Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse und damit der Gewässergüte wurden mit zwei Ansätzen ermittelt. Zum einen wurde erstmals eine bundesweite Datenbank zu Gewässergüteparametern erstellt und statistisch ausgewertet (1.1). Zum anderen wurden Fallstudien in fünf unterschiedlichen Gewässern durchgeführt (1.2).

1.1 Aufbau und Analyse einer bundesweiten Gewässerdatenbank

Ziele

Eine Datenbank zu Phytoplanktonbiomasse, Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen sowie anderen relevanten Steuergrößen in natürlichen Seen und Flüssen Deutschlands sollte erstellt werden und die folgenden Punkte durch eine fundierte statistische Analyse geklärt werden:

- Ermittlung des Einflusses von Stickstoff in Relation zu anderen relevanten Steuergrößen, insbesondere Phosphor, auf die Phytoplanktonbiomasse.
- Ableitungen von gewässertypspezifischen Stickstoff- und Phosphorzielwerten, bei deren Unterschreitung eine signifikante Abnahme der Phytoplanktonbiomasse und Verbesserung der Gewässergüte zu erwarten sind.
- Analyse des Einflusses von Stickstoff versus Phosphor auf die Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft, insbesondere des Anteils von stickstofffixierenden Cyanobakterien.

Die Analysen und Ergebnisse sind im Folgenden in zwei Unterkapitel, NITROLIMIT-Seendatenbank und NITROLIMIT-Flussdatenbank, gegliedert dargestellt.

1.1.1 Auswertung der NITROLIMIT Seendatenbank

Andrew Dolman, Claudia Wiedner (BTU-BS)

Datengrundlage

In die NITROLIMIT Seendatenbank (NDB-Seen) wurden ausschließlich Daten zu natürlichen Seen aufgenommen. Datengeber sind die Bundesländer und die NITROLIMIT Projektpartner. Die NDB-Seen beinhaltet derzeit Daten zu 578 Messstellen von überwiegend Wasserrahmenrichtlinien (WRRL)-relevanten Seen (> 50ha) und 25 Seen kleiner 50 ha. Die Anzahl der einzelnen Seen, zu denen alle nötigen Daten, inklusive der Stickstoffkonzentrationen, für die statistischen Analysen vorhanden waren, beschränkt sich auf 373. Diese Seen befinden sich alle in der Norddeutschen Tiefebene, der mit großem Abstand seenreichste Region Deutschlands. Die NDB-Seen ist derzeit die größte Seendatenbank, die bezüglich des Einflusses von Stickstoff und Phosphor auf die Gewässergüte ausgewertet wurde. In die statistischen Analysen gehen Daten aus den Jahren 2005 - 2010, jeweils von April bis Oktober, ein. Es liegen jedoch nicht für alle 373 Seen Daten aus allen sechs Jahren vor, für einige Seen beschränkt sich die Datengrundlage auf zwei Jahre innerhalb des Untersuchungszeitraumes. Die NDB-Seen enthält nach der Seentypologie von Mathes et al. (2002) sieben Seentypen (Typ 10 bis 13; sowie einige Subseentypen), die alle zur Gruppe der kalkreichen Tieflandseen gehören, sich aber hinsichtlich ihrer Schichtung sowie der Relation zwischen Volumens und der Größe des Einzugsgebietes unterscheiden (Tabelle 1). Zu den Seentypen 10 - 13 wird die mit Abstand größte Anzahl der

deutschen Gewässer gerechnet. Die Analyseergebnisse sind daher für den Großteil der Seen Deutschlands relevant.

Tabelle 1 Seentypen (nach Matthes et al. 2002) aus der NITROLIMIT-Seendatenbank, die statistisch ausgewertet wurden; alle gehören zur Gruppe der kalkreichen Tieflandseen.

Seentyp	Beschreibung
10.1	geschichtet, relativ großes Einzugsgebiet
10.2	geschichtet, relativ sehr großes Einzugsgebiet
11.1	ungeschichtet, Verweilzeit > 30 d; mittlere Tiefe > 3m, relativ großes Einzugsgebiet
11.2	ungeschichtet, Verweilzeit > 30 d; mittlere Tiefe ≤ 3m, relativ großes Einzugsgebiet
12	ungeschichtet, Verweilzeit ≤ 30 d, relativ großes Einzugsgebiet
13	geschichtet, relativ kleines Einzugsgebiet
14	ungeschichtet, relativ kleines Einzugsgebiet

In Abbildung 1 ist die Anzahl von Seen nach Seentypen und ökologischen Zustandsklassen differenziert dargestellt. Daraus werden Unterschiede zwischen Seentypen bezüglich des Anteils verschiedener ökologischer Zustandsklassen deutlich. Beispielsweise tritt die Zustandsklassen „unbefriedigend“ bis „schlecht“ am häufigsten in polymiktischen Flachseen (< 3m; Typ 11.2) auf. Die Abbildung veranschaulicht auch die unterschiedlich Datengrundlage für die verschiedenen Seentypen. Beispielsweise ist die Anzahl der polymiktischen Flachseen mit einem kleinen Einzugsgebiet (Seentyp 14) sehr gering im Vergleich zu allen anderen Seentypen.

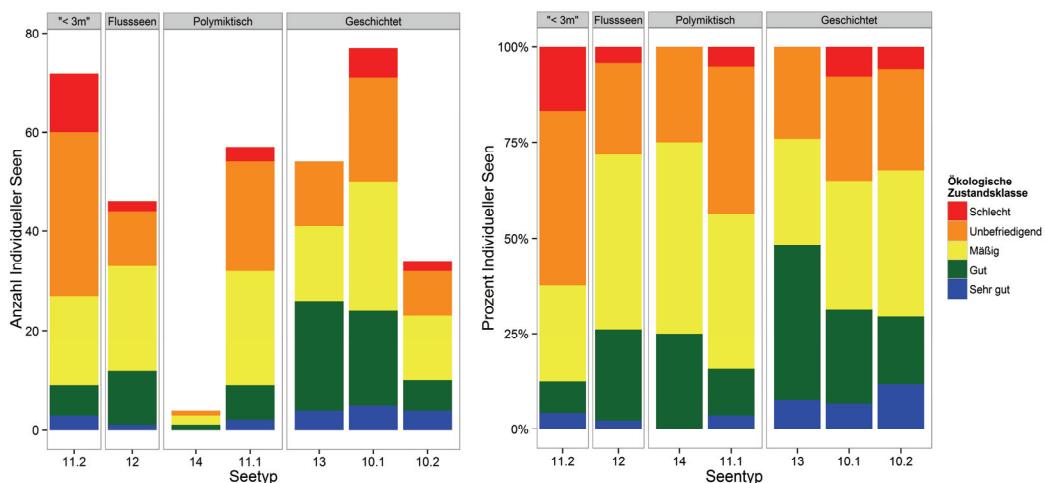


Abbildung 1 Absolute (links) und relative (rechts) Häufigkeit der ökologischen Zustandsklassen für unterschiedliche Seentypen in der NITROLIMIT-Seendatenbank, basierend auf den Mittelwerten des Phyto-Seen-Index einzelner Seen für die Jahre 2005-2010.

1.1.1.1 Zusammenhang zwischen Phytoplanktonbiomasse und Stickstoff bzw. Phosphor

Der Zusammenhang zwischen Phytoplanktonbiomasse, insbesondere stickstofffixierender Cyanobakterien, und Stickstoff- versus Phosphorkonzentrationen wurde 2011 für den Teildatensatz zu Berliner und Brandenburger Seen analysiert (siehe Jahresbericht 2011) und in 2012 publiziert (Dolman et al. 2012; <http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0038757>).

Für alle im Folgenden dargestellten statistischen Analysen aus 2012 wurde der oben beschriebene (vgl. Datengrundlage) Gesamtdatensatz zu den 373 Seen der NDB-Seen verwendet. Für die Analysen wurden die Daten wie folgt aufgearbeitet: Für die einzelnen Seen und Jahre gehen Monatsmittelwerte aus den Monaten April bis Oktober ein. Daraus wurde für jeden See und jedes Jahr ein Mittelwert gebildet. Hieraus wurden Datensätze mit Konzentrationen von $\text{DIN} > 140 \mu\text{g L}^{-1}$ und $\text{DIP} > 25 \mu\text{g L}^{-1}$ ausselektiert, weil in diesen Fällen nicht mehr von N- oder P-Limitation des Phytoplankton beschrieben werden kann. Schließlich wurde für jeden See ein Mittelwert aus den jeweiligen Jahresmittelwerten gebildet.

Die Analyse der Daten erfolgte in drei Schritten:

- I. **Einfache lineare Regression** zwischen Phytoplanktonbiomasse und TN- sowie TP-Konzentrationen (Abbildung 2).
- II. **Multiple lineare Regression** zwischen Phytoplanktonbiomasse und TN- UND TP-Konzentrationen (Abbildung 3).
- III. **Multiple nicht-lineare Regression** zwischen Phytoplanktonbiomasse und TN- UND TP-Konzentrationen (Abbildung 3). Hierfür wurde von uns ein neues statistisches Modell entwickelt.

Alle statistischen Analysen wurden mit der Software „R“ (R Development Core Team 2012) durchgeführt.

Einfache Lineare Regression: Die Phytoplanktonbiomasse korreliert sowohl mit den TN- als auch TP-Konzentrationen (Abbildung 2; Tabelle 2), was mit Ergebnissen aus anderen Studien (z.B. Smith 1982, Phillips et al. 2008) übereinstimmt. Abbildung 2 illustriert jedoch auch die große Variabilität der Daten (was sich in einem kleinen Bestimmtheitsmaß widerspiegelt; Tabelle 2), und damit einer geringen Prognosesicherheit für die Biomasse bei bestimmten TN- bzw. TP-Konzentrationen. Eine Ursache für die Variabilität besteht in der Tatsache, dass in der Regression „Biovolumen zu TP-Konzentrationen“ natürlich auch Werte von Seen eingehen, in denen das Phytoplankton N-limitiert ist und daher bei der Regression von Biovolumen zu TP für Streuung sorgen. Umgekehrt gilt dies auch für die Regression „Biovolumen zu TN-Konzentrationen“, in der Werte aus Seen mit P-Limitation verursachen. Daher wurde in einem zweiten Schritt ein multiples lineares Regressionsmodell angewendet, das die Biomasse als Funktion von Stickstoff UND Phosphor beschreibt.

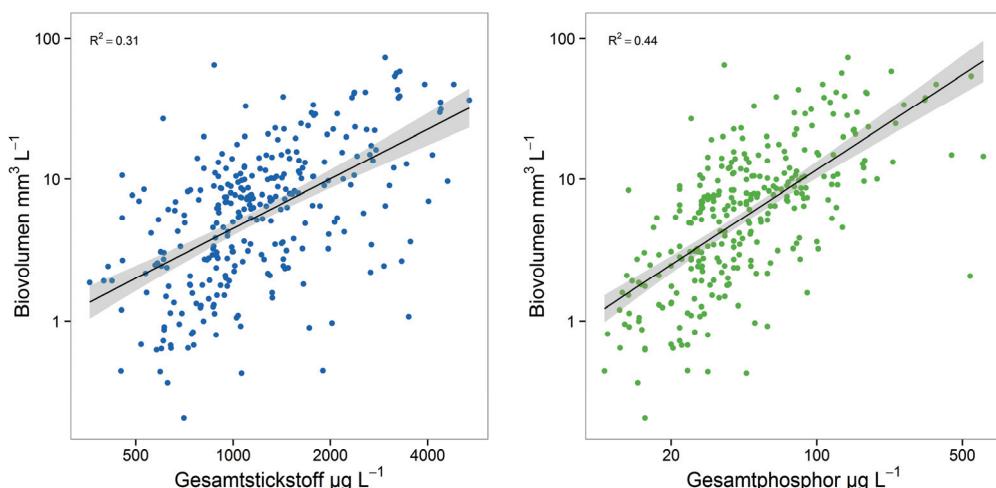


Abbildung 2 Einfache lineare Regressionsanalyse zwischen Phytoplanktonbiovolumen und den Konzentrationen von Gesamtstickstoff (links) sowie Gesamtphosphor (rechts).

Multiple lineare Regression: Zunächst wurde von einem additiven Effekt der Prädiktoren TN- und TP-Konzentration auf die Phytoplanktonbiomasse ausgegangen, der durch multiple lineare Regression getestet wurde (Abbildung 3; Tabelle 2, Model Ila). Dieses Modell führt zu unrealistischen Prognosen, weil bei Konzentrationen von TP bzw. TN gleich Null dennoch hohe Biovolumina des Phytoplanktons erreicht werden. Modell Ila wurde daher durch die Integration von Interaktionseffekten von TN und TP optimiert (Abbildung 3b; Tabelle 2, Model IIb). Modell IIb berücksichtigt auf diese Weise, dass entweder Stickstoff oder Phosphor das Biovolumen limitieren. Der Interaktionsterm in Modell IIb führt jedoch zu einem überproportionalen Anstieg der Biomasse bei zunehmenden TN und TP-Konzentrationen, weshalb auch dieses Modell unbefriedigend für die Prognose der Phytoplanktonbiomasse ist.

Als Zwischenbilanz lässt sich feststellen, dass die Effekte von TN und TP nicht additiv sind und sich nicht über lineare Regressionsmodelle abbilden lassen.

Multiple nicht-lineare Regression: Daher wurde in NITROLIMIT ein nichtlineares multiples Regressionsmodell entwickelt (Abbildung 3; Tabelle 2, Model III). Model III unterscheidet zunächst in N- bzw. P-Limitation der Phytoplanktonbiomasse. Dazu wird anhand des Verhältnisses von N:P der Vegetationsmittelwerte (April- Oktober) für jeden individuellen See geprüft, ob der Prädiktor des Biovolumens entweder TN (wenn N:P einen kritischen Wert unterschreitet) oder TP (wenn N:P einen kritischen Wert überschreitet) ist. Zur Ermittlung des kritischen Wertes wird ein Model-Fit mit allen möglichen N:P-Verhältnissen durchgeführt. Das N:P-Verhältnis, das den besten Model-Fit ergibt, wird als kritischer N:P-Wert bezeichnet. Dieser Model-Fit wurde für drei Varianten des N:P-Verhältnisses durchgeführt: TN:TP, DIN:DIP, DIN:TP (Tabelle 2). Der beste Model-Fit wurde mit einem DIN:TP-Verhältnis und einem kritischen Wert von 1,6 erzielt. Dieses Ergebnis stimmt mit Befunden aus den Ergebnissen der Bioassays (1.2.2) überein. Auch in anderen Studien, in denen verschiedene N:P-Verhältnisse getestet wurden, wurde überwiegend festgestellt, dass das DIN:TP-Verhältnis am geeignetsten für die Detektion von Limitationszuständen ist (z.B. Morris & Lewis, 1988; Ptacnik et al. 2010; Bergström 2010). Modell III liefert die beste Schätzung des Phytoplanktonbiovolumens und ermöglicht durch die Bestimmung des kritischen N:P-Verhältnisses die Identifizierung von TN- und TP-Limitation. Dieses Modell wurde daher in allen weiteren Analysen verwendet.

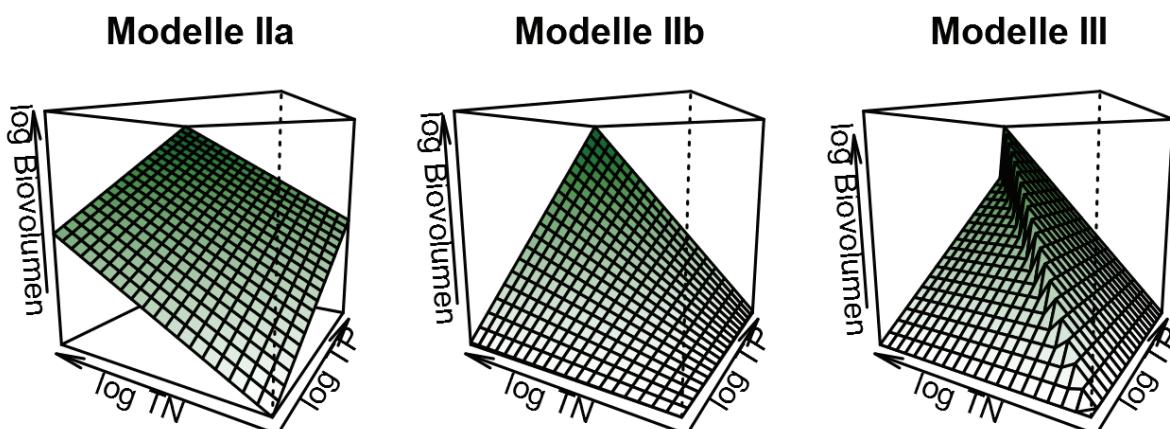


Abbildung 3 Multiple lineare Regressionsmodelle (Modell Ila,b) und multiples nicht-lineares Regressionsmodell (Modell III). Beschreibung siehe Tabelle 2 und Text.

Tabelle 2 Modellbeschreibungen, kritischer Wert des N:P Verhältnisses (CR), Akaike's Informationskriterium (ΔAIC), Bestimmtheitsmaß (R^2)

Model Nr.	Modelbeschreibung	N:P Verhältnis	CR	ΔAIC	R^2
Ia	$Bv = f(TN)$.		101	0,44
Ib	$Bv = f(TP)$.		64	0,51
IIa	$Bv = f(TN) + f(TP)$.		61	0,51
IIb	$Bv = f(TN) + f(TP) + f(TN \times TP)$.		63	0,51
	$Bv = f(TN) \text{ if } \left(\frac{N}{P} \leq CR \right)$	TN:TP	29	18	0,60
III	$Bv = f(TP) \text{ if } \left(\frac{N}{P} > CR \right)$	DIN:DIP	8,4	13	0,60
		DIN:TP	1,6	0	0,62

1.1.1.2 Seetypspezifische und saisonale Limitationsmuster

Methode

Für die Analyse von N- bzw. P-Limitation in den verschiedenen Seentypen von April bis Oktober wurden für jeden See und Monat ein Mittelwert aus allen verfügbaren Werten des jeweiligen Monats aus den Jahren 2005 - 2010 berechnet. Basierend auf dem Ergebnis aus dem vorherigen Kapitel wurden zur Analyse von N- bzw. P-Limitation ein DIN:TP Verhältnis von 1,6 angewendet: bei Werten kleiner 1,6 wurde N-Limitation und bei Werten größer 1,6 wurde P-Limitation angenommen. Damit wurde für die Monatsmittelwerte der jeweiligen Seentypen die relative Häufigkeit von N- bzw. P-Limitation ermittelt. Außerdem wurde hier die relative Häufigkeit von Seen, die weder N noch P limitiert waren berücksichtigt, wozu alle Datensätze mit $DIP > 10 \mu\text{g L}^{-1}$ und $DIN > 100 \mu\text{g L}^{-1}$ gezählt wurden.

Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 4 sind die seetypspezifischen und saisonalen Limitationsmuster dargestellt. Daraus wird deutlich, dass in geschichteten, tiefen Seen P-Limitation überwiegt, während in polymiktischen Flachseen (inklusive sehr flacher Seen $< 3\text{ m}$) N-Limitation überwiegt (mit Ausnahme von Seentyp 14). Für alle Seentypen ist ein Wechsel von P-Limitation im Frühjahr zu N-Limitation im Sommer zu verzeichnen, der insbesondere bei flachen polymiktischen Seen und Flussseen ausgeprägt ist. Der relative Anteil von Seen, die weder N- noch P-limitiert sind, nimmt zum Herbst hin zu, was am stärksten bei Flussseen (Typ 12) ausgeprägt ist.

Für den saisonalen Wechsel von P- zu N-Limitation in polymiktischen Flachseen und Flussseen werden überwiegend zwei Prozesse verantwortlich gemacht: zunehmender Stickstoffaustausch durch Denitrifikation und zunehmender Phosphoreintrag durch Rücklösung aus dem Sediment. Die Denitrifikation wird im Verlauf der Saison insbesondere durch steigende Temperaturen und anoxische Bedingungen am Gewässergrund begünstigt. Gleichzeitig nimmt die Konzentration von gelöstem, anorganischen Stickstoff aufgrund der steigenden Biomasse der Phytoplankton (N-Assimilation) ab, wobei abnehmende Nitratkonzentrationen die Phosphorrücklösung aus dem Sediment begünstigen können (siehe auch 2.1.3). Schließlich stellt sich die Frage, welchen Einfluss der aus dem Sediment eingetragen

gene Phosphor insbesondere in Flusseen auf die Biomasse des Phytoplanktons hat. Der Anteil der Flusseen, in denen die Biomasse des Phytoplanktons weder durch Phosphor noch durch Stickstoff limitiert wird, nimmt im Jahresverlauf stark zu. Physikalische Faktoren wie Licht und Temperatur oder Silikatlimitation kommen hier zum Tragen. Phosphoreinträge werden nicht mehr in Phytoplanktonbiomasse umgesetzt, sondern als gelöste Fracht ausgetragen. In tiefen Seen akkumuliert der aus dem Sediment rückgelöste Phosphor aufgrund der thermischen Schichtung im Hypolimnion und gelangt nicht ins Epilimnion. Im Verlaufe des Sommers verarmt das Epilimnion als Folge der Partikelsedimentation an Nährstoffen. Zudem muss in diesen Gewässern von vergleichsweise geringeren Denitrifikationsraten aufgrund der niedrigeren Temperaturen am Gewässergrund ausgegangen werden. Daher überwiegt in diesen Seentypen der Anteil von P-limitierten Seen.

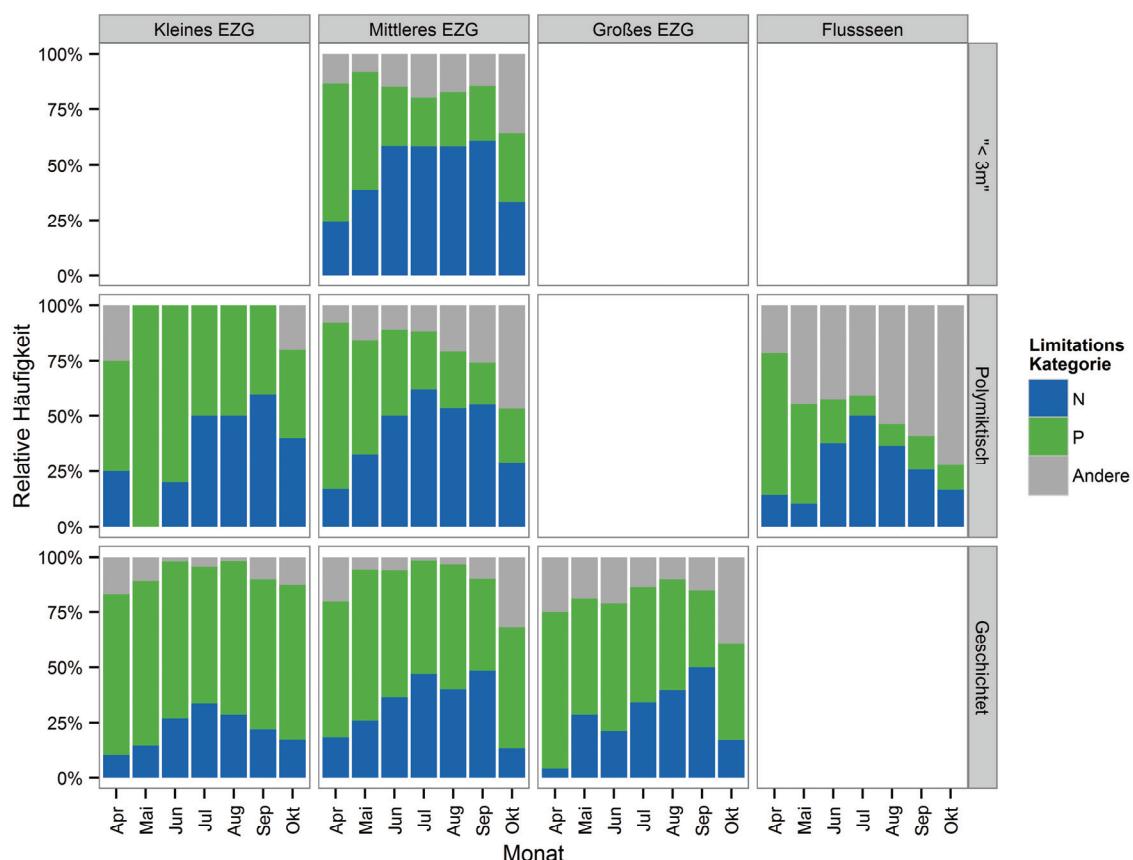


Abbildung 4 Seentypspezifische und saisonale Limitationsmuster aufgeschlüsselt nach Stickstoff- und Phosphorlimitation sowie anderen Limitationszuständen, wozu alle Datensätze mit $DIP > 10 \mu\text{g L}^{-1}$ und $DIN > 100 \mu\text{g L}^{-1}$ gezählt wurden.

1.1.1.3 Zielwerte für TN- und TP-Konzentrationen

Die Frage, auf welche Werte TP-Konzentration in eutrophen Gewässern gesenkt werden sollten, um einen guten ökologischen Zustand zu erreichen, ist seit langem Gegenstand der Diskussion im Länderarbeitskreis Wasser (LAWA). Die Ableitung von „Orientierungswerten“ für TP-Konzentrationen wurde von Ursula Riedmüller (LBH) und Ute Mischke (IGB) im Auftrag der LAWA durchgeführt. In NITROLIMIT sollten Werte für TN-Konzentrationen ermittelt werden. Da wir andere methodische Ansätze verwendeten, wurden gleichfalls Werte für TP-Konzentrationen ermittelt, um einen Vergleich mit den Werten von Riedmüller zu ermöglichen. Um Verwechslungen zu vermeiden, wird in NITROLIMIT anstelle von „Orientierungswert“ der Begriff „Zielwert“ verwendet.

Statistische Analysen

Die Daten wurden wie folgt aufgearbeitet: Für die einzelnen Seen und Jahre gehen Monatsmittelwerte aus den Monaten April bis Oktober ein. Daraus wurde für jeden See und jedes Jahr ein Mittelwert gebildet. Datensätze mit Werten für $\text{DIN} < 140 \mu\text{g L}^{-1}$ und einem Verhältnis von $\text{DIN:TP} < 1,6$ wurden zur Bestimmung der TN-Zielwerte berücksichtigt. Datensätze mit Werten für $\text{DIP} < 25 \mu\text{g L}^{-1}$ und einem Verhältnis von $\text{DIN:TP} > 1,6$ wurden zur Bestimmung der TP-Zielwerte berücksichtigt. Für einzelne Seen können entweder alle Jahresmittelwerte in einem der beiden Datensätze auftauchen oder auf beide Datensätze verteilt sein. In jedem der beiden Teildatensätze wurde schließlich für die einzelnen Seen ein Mittelwert aus den jeweiligen Vegetationsmittelwerten gebildet. Für die Analyse der TN-Zielwerte wurde der Teildatensatz mit den N-limitierten Daten und für die Analyse der TP-Zielwerte der Teildatensatz mit den P-limitierten Daten verwendet.

Zielwerte für TN und TP wurden sowohl auf Basis des Phytoplanktonbiovolumens als auch auf Basis der PSI (Phyto-See-Index) mittels linearer Regression ermittelt. Für jede der vier Analysen wurden zunächst Modellanpassungen mit zwei unterschiedlichen Annahmen durchgeführt und verglichen: a) Steigung und Y-Achsenabschnitt der Regressionsgerade sind für jeden Seentyp verschieden, und b) Steigung der Regressionsgeraden ist für alle Seentypen gleich, aber der Y-Achsenabschnitt unterscheidet sich. Die beste Modellanpassung wurde für Annahme b) gefunden. Für alle Seentypen wurde daher das Regressionsmodell mit identischer Steigung aber seentypspezifischem Y-Achsenabschnitt der Regressionsgeraden verwendet. **Als Zielwert wird hier der Schnittpunkt der Regressionsgeraden mit der oberen Begrenzung der Zustandsklasse „gut“ (Grenze zwischen „gut“ und „moderat“) definiert**, was exemplarisch für den TN-Zielwert des Seentyps 10.1 basierend auf dem PSI-Index in Abbildung 5 dargestellt ist.

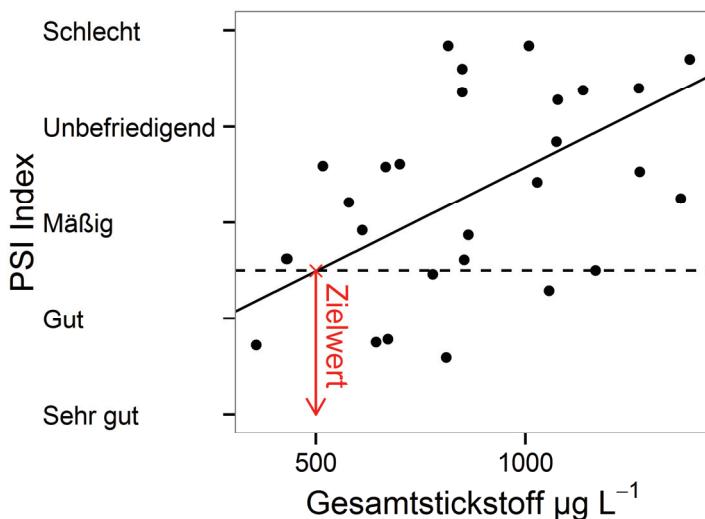


Abbildung 5 Zielwertableitung

Ergebnisse und Diskussion

Eine vergleichende Darstellung der TN- und TP-Zielwerte basierend auf PSI und Phytoplanktonbiovolumen wird in Abbildung 6 und Tabelle 3 präsentiert. Die TN- und TP-Zielwertkonzentrationen für Flusseen und sehr flache polymiktische Flachseen (Typen 11.2 und 12) sind deutlich höher im Vergleich zu anderen Seentypen. Die Unterschiede zwischen Zielwerten basierend auf Phytoplanktonbiovolumendaten und PSI-Werten sind relativ gering. Deutlich wird auch, dass die Zielwerte für TN stärker streuen als die für TP, was teils auf die kleinere Datengrundlage für TN (ins-

besondere im unteren Konzentrationsbereich), uneinheitliche TN-Analytik sowie unberücksichtigte gelöste organische N-Verbindungen (DON) zurückgeführt wird.

Die TN- und TP-Zielwerte sind vergleichend zu den Konzentrationen von TN und TP in den Jahren 2005-2010 für unterschiedlichen Seentypen und ökologischen Zustandsklassen in Abbildung 7 dargestellt. Die TP-Zielwerte scheinen im Vergleich zu den derzeitigen Konzentrationen in den unterschiedlichen ökologischen Zustandsklassen der jeweiligen Seentypen plausibel. Sie liegen über den derzeitigen TP-Konzentrationen von Gewässern mit „sehr gutem“ ökologischem Zustand, sind in etwa gleich groß wie die TP-Konzentrationen von Seen mit „gutem“ ökologischem Zustand und sind niedriger als die TP-Konzentrationen von Seen, die bisher nicht den guten ökologischen Zustand erreicht haben. Im Fall der TN-Zielwerte ist dies anders. Sie liegen am unteren Ende der derzeitigen TN-Konzentrationen; auch bei Seen, die sich in einem guten oder sehr guten ökologischen Zustand befinden. Ursache hierfür ist, dass nahezu keine Datensätze zu Seen mit niedrigen TN-Konzentrationen und gutem ökologischem Zustand vorliegen. Dass die hier hergeleiteten Zielwerte für Gesamtstickstoff ($500 - 800 \mu\text{g L}^{-1}$) jedoch nicht unrealistisch sind, zeigen internationale Vergleiche: In Estland gibt es noch sehr viele Referenzgewässer, deren TN-Konzentrationen weit unter $700 \mu\text{g L}^{-1}$ liegen (Piirsoo et al. 2010). Auch die referenznahen Tiefland-Flüsse in den USA weisen TN-Konzentrationen kleiner $550 \mu\text{g L}^{-1}$ auf (Dodds et al. 2009). Für das norddeutsche Tiefland verdeutlicht das Fehlen von Datensätzen mit niedrigen TN-Konzentrationen zudem die flächendeckende hohe Stickstoffbelastung. Die Tatsache, dass die Zielwerte für TP plausibler erscheinen als für TN, jeweils gemessen an den derzeitigen TP- und TN-Konzentrationen, kann außerdem auf den verwendeten PSI zurückzuführen sein. Bei der Entwicklung dieser Bewertungsmethode sind die TP-Konzentrationen indirekt in die Herleitung der Referenzzustände und der Klassengrenzen eingeflossen, nicht aber die TN-Konzentrationen.

Die hier präsentierten TP-Zielwerte stellen aus unserer Sicht die oberste Konzentrationsgrenze dar, die unbedingt erreicht werden sollte, damit sich zumindest in 50 % der Seen ein guter ökologischer Zustand einstellt. Es wäre eher zu überlegen, ob man nicht eine strengere Zielvorgabe festlegt, beispielsweise für die Mitte der Zustandsklasse „gut“ (bei einem PSI von 2), damit die Zielvorgaben der EU-WRRL erfüllt werden. Man könnte, wie von einigen Mitgliedern der LAWA gefordert, auch eine Spanne für einen Konzentrationsbereich angeben, beispielsweise von der oberen Klassengrenze bis zur unteren Klassengrenze der Zustandsklasse „gut“. Allerdings muss man bei Angabe einer Konzentrationsspanne für Zielwerte davon ausgehen, dass viele Maßnahmenträger aufgrund finanzieller Überlegungen wahrscheinlich den für sie günstigsten, sprich höchsten Konzentrationswert, anstreben.

In Anbetracht der derzeitigen TN- und TP-Konzentrationen in den Seen wäre jedoch bereits eine Reduktion der Konzentrationen auf das Niveau der hier präsentierten Zielwerte ein großer Erfolg.

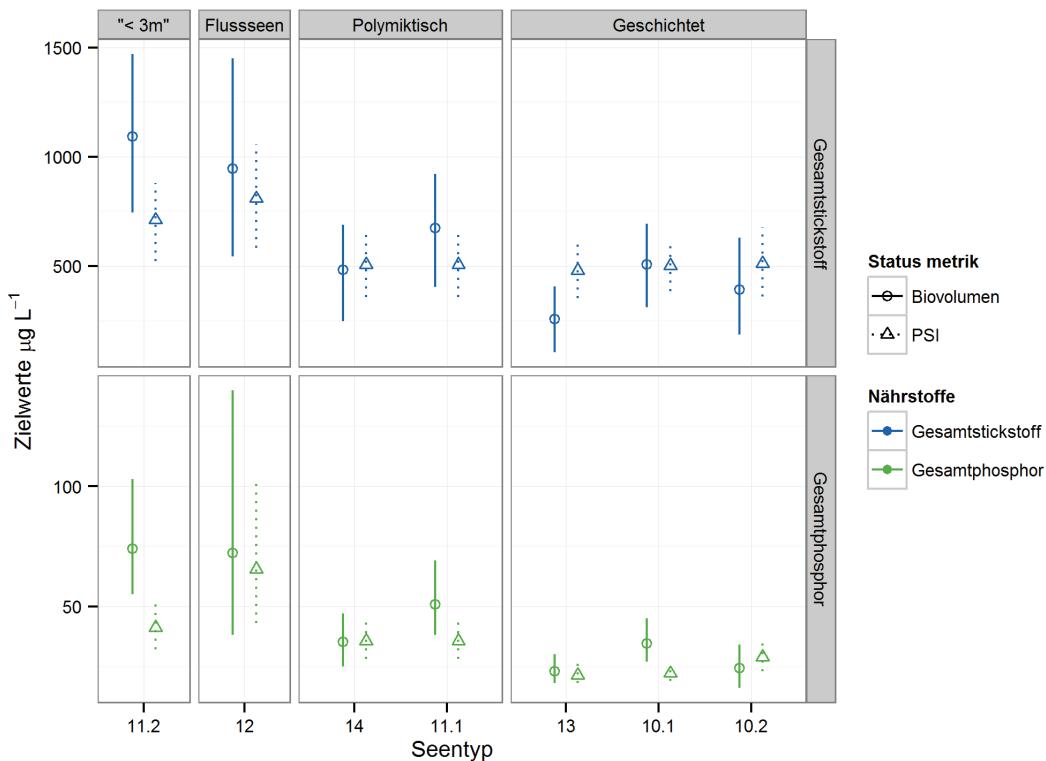


Abbildung 6 TN- und TP-Zielwerte basierend auf Phytoplanktonbiovolumen und PSI.

Tabelle 3 Seentypspezifische Zielwerte für TN- und TP-Konzentrationen ($\mu\text{g L}^{-1}$) basierend auf PSI-Werten und auf Phytoplanktonbiovolumen. Dargestellt sind Mittelwerte und 95% Konfidenzintervall (CI).

Seentyp	TN-Zielwerte		TP-Zielwerte	
	Biovolumen	PSI	Biovolumen	PSI
11.2	1090 (740-1470)	710 (520-880)	74 (54-103)	41 (32-51)
14	480 (240-690)	510 (360-640)	35 (25-47)	36 (28-44)
11.1	670 (400-920)	510 (360-640)	51 (37-69)	36 (28-44)
12	950 (530-1440)	810 (570-1060)	72 (38-141)	66 (43-101)
13	260 (100-410)	480 (350-620)	23 (18-30)	21 (18-25)
10.1	510 (310-690)	500 (380-610)	34 (27-45)	22 (19-26)
10.2	390 (180-630)	510 (360-680)	24 (16-34)	29 (23-36)

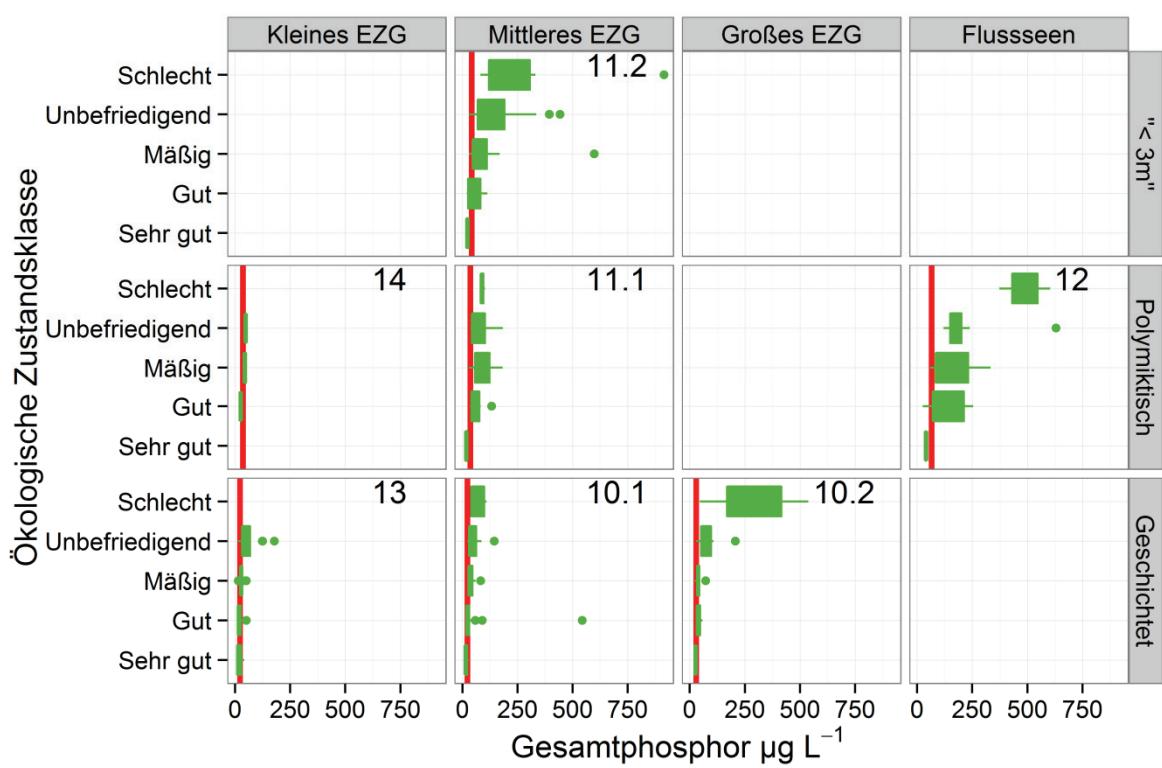
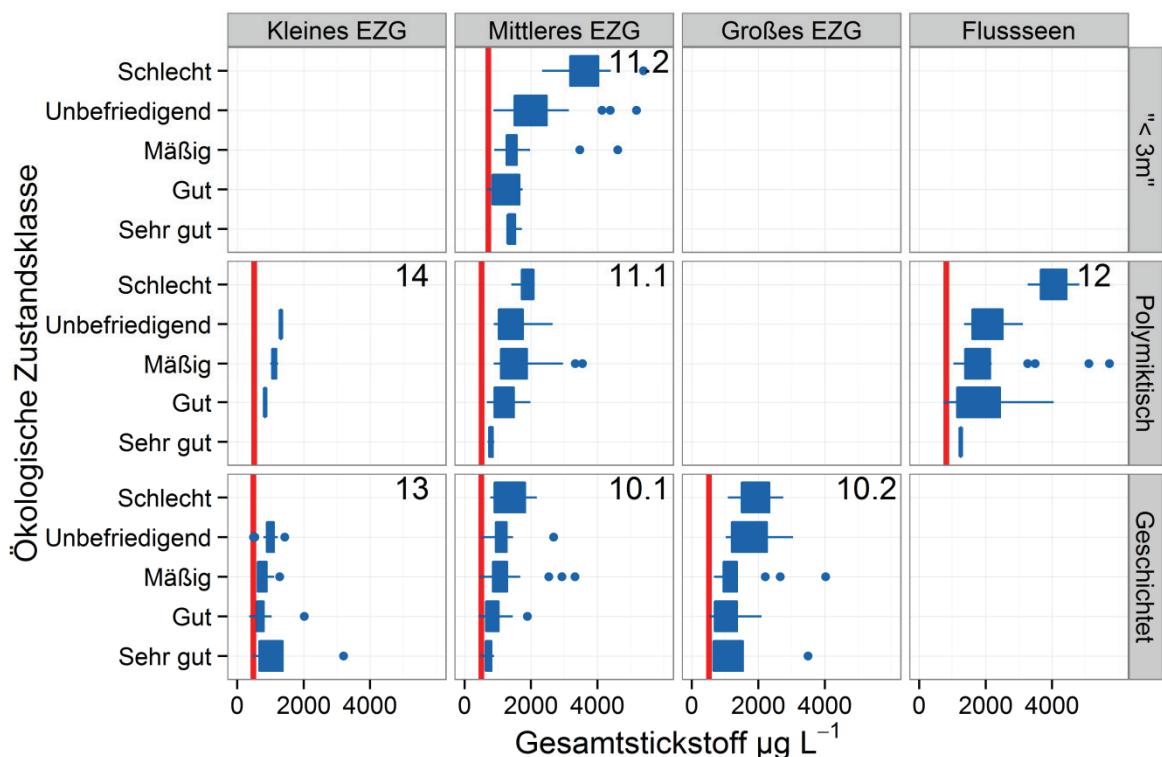


Abbildung 7 Vergleich der Zielwerte mit den Konzentrationen von TN und TP in den Jahren 2005-2010. Die Zielwerte sind als rote Linien dargestellt. Die Verteilung der TN-Konzentrationen (oben) und der TP-Konzentrationen (unten) in unterschiedlichen Seentypen und ökologischen Zustandsklassen sind als Box-Whisker-Plots mit Median, 25%- und 75%-Quantil dargestellt.

Literatur

- Bergström, A.-K. (2010): The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. *Aquatic Sciences*, 72: 277-281.
- Dodds, W. K., Bouska, W. W., Eitzmann, J. L., Pilger, T.J. & Pitts, K. L. (2009): Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science Technology*, 43: 12-19.
- Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf, B. & R. Deneke (Hrsg.), Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Aktuelle Reihe BTU Cottbus, Sonderband: 15-24.
- Morris, D.P. & Lewis, W.M. (1988): Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. *Freshwater Biology*, 20: 315-327.
- Phillips, G., Pietiläinen, O.-P., Carvalho, L., Solimini, A., Lyche Solheim, A. & Cardoso, A. C. (2008): Chlorophyll-nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology*, 42: 213-226.
- Piirsoo, K., Pall, P., Tuvikene, A., Viik, M. & Vilbaste, S. (2010): Assessment of water quality in a large lowland river (Narva, Estonia/Russia) using a new Hungarian potamoplanktic method. *Estonian Journal of Ecology*, 59: 243-258.
- Ptacnik, R., Andersen, T. & Tamminen, T. (2010): Performance of the Redfield Ratio and a Family of Nutrient Limitation Indicators as Thresholds for Phytoplankton N vs. P Limitation. *Ecosystems*, 13: 1201-1214.
- R Development Core Team (2012): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Smith, V. H. (1982): The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnology and Oceanography*, 27: 1101-1112.

1.1.2 Flussdatenbank und Auswertung

Ute Mischke (IGB)

Hintergrund und Ziele

Als Regulationsgrößen des Phytoplanktons in Fließgewässern werden die Nährstoffe Phosphor (P), Stickstoff (N) und Silizium, die Lichtverfügbarkeit, die Temperatur und die Verluste durch Auswaschung/Verdünnung, Fraßfeinde und Sedimentation angesehen (Schöl et al. 2005). Die spezielle Bedeutung von Stickstoff für das Fließgewässerphytoplankton ist unbekannt, da zumeist anthropogen bedingt hohe Nitratkonzentrationen vorliegen. Um eine potentielle Steuerung durch Stickstoff in Modellen zum gewässerinternen Umsatz zu berücksichtigen, kann man deshalb nicht auf empirische Zusammenhänge zwischen Phytoplankton und Stickstoff in Fließgewässern zurückgreifen, sondern es werden Wachstumskenngrößen aus Laborversuchen für einzelne Artgruppen verwendet (s. Schöl et al. 2006; Quiel et al. 2011).

Phytoplankton ist in Fließgewässern weniger verbreitet und allgemein als Primärproduzent gegenüber dem Phytobenthos (Aufwuchs) und den Makrophyten von geringerer Bedeutung als in Seen. Eine Ausnahme bilden die langsam fließenden Tieflandflüsse mit einer Einzugsgebietsgröße von über 1000 km² (Mischke et al. 2011), in denen das Phytoplankton eine vergleichbar hohe Biomasse bilden kann wie in stark eutrophierten Seen mit Chlorophyll a-Konzentrationen über 50 µg L⁻¹. Deshalb ist es analog zu den Zielwerten für Seen auch für diese Fließgewässer sinnvoll, Nährstoffzielwerte zu bestimmen, die das Risiko von Eutrophierungserscheinungen beschränken (s. Dodds 2007). Zudem sind besonders in der Elbe und Havel-Region viele Seen an diese planktonführenden Fließgewässer angebunden, sodass die Bedingungen in den Fließgewässern die der Seen mitbestimmen (s. Kronvang et al. 2005).

Um die Bedeutung von Stickstoff als Regulationsgröße des Phytoplanktons in Fließgewässern zu untersuchen, wurde für das Nitrolimit-Projekt eine Datensammlung aus den Untersuchungsprogrammen der Bundesländer angelegt. Die für diese Zielstellung erforderlichen Nährstoffparameter wurden mit solchen der Biomasse des Phytoplanktons sowie der Artzusammensetzung kombiniert, um die spezifischen Wachstumsansprüche der Arten zu berücksichtigen.

Die Datenbank N-Flussdatenbank umfasst überwiegend Fließgewässer aus der Tieflandregion des Einzugsgebietes der Elbe, da diese stark phytoplanktonführend sind (Quiel et al. 2011), durch die Überwachungsbehörden hinsichtlich der erforderlichen Parameter hinreichend erfasst wurden und die Region die Modellgewässer des Nitrolimit-Projektes beinhaltet. Durch die Nachnutzung von Datenbanken aus Projekten der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) konnten vergleichend Phytoplanktondaten der Ost- und Nordseezuflüsse und Flüsse aus dem Rhein-Mosel-Gebiet genutzt werden.

Um zusätzlich den deutschlandweiten Anteil an Fließgewässern zu bestimmen, die potentiell Stickstoff-limitiert sein könnten, wurden die Nährstoffdaten von weiteren 8000 Flussstationen erfasst, und diese mit kritischen Schwellenwerten gelöster N- und P-Fraktionen verglichen, um analog zu der Studie an Seen (Wiedner et al. 2013; s.a. Kapitel 1.1.1 Gewässer und Perioden zu identifizieren, in denen beide Nährstoffe so gering sind, dass sie das Wachstum von Phytoplankton potentiell limitieren könnten.

Methoden und Datengrundlage

In der N-Flussdatenbank wurden von folgenden Bundesländern Fließgewässerdaten des Elbegebietes zusammengestellt: Bayern (7), Berlin (27), Brandenburg (128), Hamburg (6), Mecklenburg-Vorpommern (20), Niedersachsen (38), Sachsen (1042), Sachsen-Anhalt (55), Schleswig-Holstein (13) und Thüringen (207; Zahlen in Klammern geben die Anzahl an Gütestationen mit Gesamtstickstoffwerten). Zusätzlich wurden die Daten aus der PhytoFluss-Datenbank von den Bundesländern zur Nachnutzung zur Verfügung gestellt, die im Rahmen des LAWA-Projektes O 3.05 bis zum Jahr 2005 gesammelt wurden (Mischke 2006). Diese wurden im Nitrolimit-Projekt um die verfügbaren Stickstoffdaten ergänzt.

Die für die Zielstellung des vorliegenden Projektes erforderlichen Parameter P-, N- und Silizium-Konzentrationen, die Biomassekenngrößen „Chlorophyll a“ und „Gesamtbiovolumen“, sowie die Art-biovolumina des Phytoplanktons wurden durch die Überwachungsbehörden der Bundesländer zu meist im monatlichen Abstand an den Fließgewässerstationen erfasst. Nur an einen kleinen Teil aller Gütemessstationen wurden alle Parameter gleichzeitig gemessen (s. Tabelle 4). Die so kombinierten Phytoplankton- und Nährstoffdaten liegen für 118 Fließgewässer-Stationen im Elbe-Gebiet vor, was nur 2 % aller Gütemessorte und 5 % aller Untersuchungsjahre mit Nährstoffdaten ausmacht.

Deshalb wurden zwei getrennte Datenbanken geführt:

- A) In die N-Flussdatenbank wurden nur solche Messorte aus Fließgewässern aufgenommen, für die Untersuchungen zum Phytoplankton vorliegen. Zu diesen Messstellen wurden die Güte- und Abflussdaten verknüpft (Plausibilitätsprüfung in Nitrolimit).
- B) In der Gütedatenbank wurden alle Nährstoffdaten (2005-2011) auch ohne Bezug zum Phytoplankton zusammengeführt (8000 Stationen der Flussgebiete Elbe, Donau, Rhein und Weser). Hier wurden neben den für NITROLIMITgelieferten Daten der Elbe auch solche aus dem UBA-Projekt „Deutschlandweite Modellierung der Nährstofffrachten 2005-2010“; FZK 3709 25 221 genutzt. Ergänzend wurden die Abflüsse des nächstliegenden Pegels Gebietsgrößen-gewichtet zugeordnet. Dies ermöglichte Frachtberechnungen zur Validierung von Ergebnissen des Modells MONERIS (s. Kapitel 3.1), als auch ggf. Analysen der Abflussteuerung der Phytoplanktonentwicklung.

Tabelle 4 Verfügbare Datensätze für Fließgewässer in der N-Flussdatenbank aus dem Zeitraum 2005-2011

Kategorie für Flüsse	Anzahl Mess-stationen	Anzahl Jahre	Anzahl Termine
Gütestationen insgesamt im Elbe-Gebiet	1279	5255	61384
Gütestationen mit Gesamt-Stickstoff	138	4972	56184
Gütestationen mit Stickstoff kombiniert mit Phytoplanktondaten	118	320	2532

Für P wurden die Parameter Gesamtphosphor (TP) und gelöster anorganischer Phosphor (DIP = Ortho-Phosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$)) gemessen. Für die Beschreibung der Stickstoffkonzentrationen wurde Gesamt-Stickstoff (GesN) sowie der gelöste anorganische Stickstoff (DIN) als Summe von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ genutzt (nur Wertepaare) und, wenn vorhanden, $\text{NO}_2\text{-N}$ hinzugerechnet.

Datensatz zur Identifikation potentiell N-limitierter Fließgewässer: Zur Bestimmung potentiell Stickstoff-limitierter Fließgewässer wurde die Gütedatenbank genutzt. Die meisten Gewässer wurden

mehrfach in 3-6 Jahren untersucht. In dieser Datenbank sich auch die angebundenen Gewässer, wie Kanäle, Teichausläufe und einige Flusseen enthalten.

Vorab wurden DIN-Konzentrationen größer als 9 mg L^{-1} ausgeschlossen (5,3 %), da solche Extremwerte nur in Vorflutern und kleinen Bäche gemessen werden und für diese Studie nicht relevant sind. Der Ausschluss der Extremwerte erniedrigt den DIN-Mittelwert der vier Flussgebiete um 1-9 % (maximale Abweichung im Rheingebiet). Auch die für das Donau- und Rheingebiet zahlreich gelieferten NO₃- und NO₂-Werte (36 - 50 % aller Werte) konnten nicht für die DIN-Berechnung einbezogen werden, da diese Nitrat- und Nitritwerte teils nicht und teils doch auf molekularen Stickstoff umgerechnet waren, und weil diese teils nicht plausible Werte von über $10\text{-}100 \text{ mg L}^{-1}$ erreichten.

Analog zu den Auswertungen der Seen (Wiedner et al. 2013), wurden anhand von kritischen Konzentrationswerten Fließgewässer aus dem bereinigten Datenbankauszug identifiziert, die weder N noch P-limitiert sind: Bei Konzentrationen von $\text{DIN} > 0,14 \text{ mg L}^{-1}$ und $\text{DIP} > 0,025 \text{ mg L}^{-1}$ wurde in der vorliegenden Studie angenommen, dass beide Nährstoffe das Wachstum von Phytoplankton nicht limitieren.

Für eine Analyse der saisonalen Entwicklung wurden die DIN-Monatsmittel in den Gewässern des Elbegebiets, die im Sommer- (Juli - Oktober) oder Vegetationsmittel (April - Oktober) unterhalb der kritischen DIN-Konzentrationswerte lagen, zusammengestellt.

Ergebnisse

Nährstoffe und Biovolumina in den Fließgewässern mit vollständigem Parametersatz

Die Konzentrationen der gelösten Stickstofffraktionen sowie des Gesamtstickstoffs liegen in den Flüssen des Elbeeinzugsgebietes zumeist weit oberhalb von 1 mg L^{-1} (s. Abbildung 8). Im Mittel lagen die Nitrat-Konzentrationen bei 4 mg L^{-1} und für Gesamtstickstoff bei $5,5 \text{ mg L}^{-1}$. Im Vergleich liegen die TP-Konzentrationen mit $0,16 \text{ mg L}^{-1}$ im Mittel deutlich darunter. Daraus ergibt sich ein mittleres N:P Verhältnis von 33:1 in den durch die Bundesländer untersuchten Flüssen.

Hinsichtlich der gelösten Stickstofffraktionen (DIN) Nitrat, Nitrit und Ammonium wurden nur 222 Einzelwerte (8,8%) ermittelt, die eine DIN-Konzentration unterhalb $0,14 \text{ mg L}^{-1}$ DIN aufwiesen, und kein Gewässer, welches gleichzeitig hinsichtlich des Phytoplanktons untersucht wurde, unterschritt diesen DIN-Wert im Vegetationsmittel. Angesichts dieser durchgehend hohen DIN-Konzentrationen ist von einer ausreichenden Versorgung mit Stickstoff für das Algenwachstum auszugehen.

Das Phytoplankton bildete in den untersuchten Flüssen beachtliche Biomassen mit einem mittleren Gesamtbiovolumen von $6 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ aus. Besonders in der Elbe wurden häufig Biovolumina von über $20 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ beobachtet (s. Abbildung 8). Dies korrespondiert mit hohen Chlorophyll a-Konzentrationen, die häufig oberhalb von $50 \mu\text{g L}^{-1}$ lagen (nicht dargestellt; s. Mischke et al. 2011), was nach dem Bewertungsverfahren PhytoFluss (Mischke & Behrendt 2007) einem je nach Gewässertyp mäßigen bis schlechten ökologischen Zustand entspricht.

Da das Phytoplankton in Flüssen zu über 80 % von Kieselalgen dominiert ist, deren Chlorophyll a-Gehalt gering ist und stark gegenüber dem Schalenzellvolumen schwankt, besteht nur eine relativ schwache Korrelation zwischen den mikroskopisch ermittelten Gesamtbiovolumina und den gleichzeitig gemessenen Chlorophyll a-Konzentrationen ($r^2 = 0,65$; nicht dargestellt).

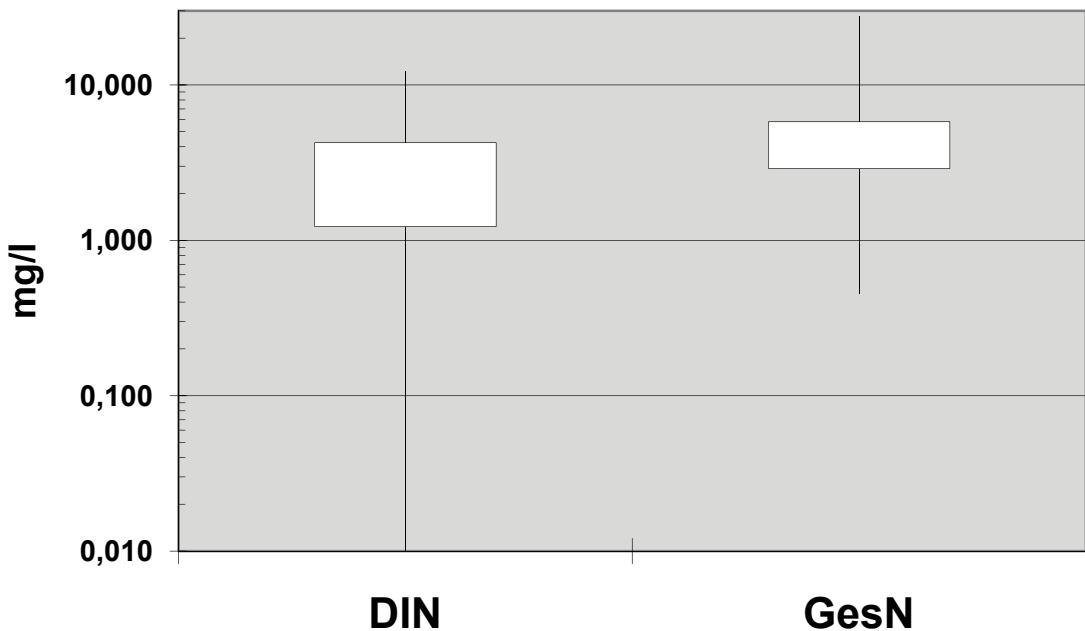


Abbildung 8 Verteilung der Konzentrationen an gelösten anorganischen Stickstofffraktionen (DIN) und von Gesamtstickstoff (GesN) in Flüssen überwiegend aus dem Elbegebiet.

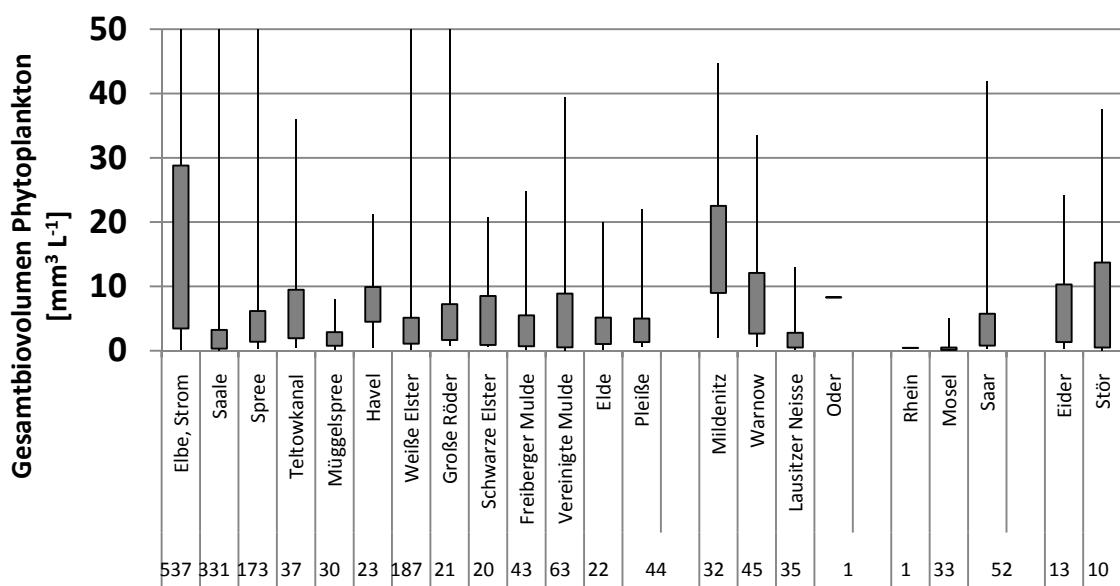


Abbildung 9 Verteilung der Gesamtbiovolumina des Phytoplanktons in Flüssen des Elbegebietes aus dem Zeitraum 2000-2010 sowie vergleichend in den Ostseezuflüssen, dem Rhein-Mosel-Gebiet und den Nordseezuflüssen Eider und Stör. Die Anzahl an Messungen je Gewässer ist unterhalb des Gewässernamens an der X-Achse angegeben.

Betrachtet man die Verteilung der Gesamtbiovolumina des Phytoplanktons entlang steigender DIN- (s. Dodds 2003) oder TN-Konzentrationen, ist keine lineare Korrelation zwischen den Parametern erkennbar ($r^2 = 0,0251$ bzw. $r^2 = 0,0085$). Hingegen wurden vermehrt auch Biovolumina unter $1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ bei gleichzeitig hohen DIN-Konzentrationen ($>3 \text{ mg L}^{-1}$) gemessen, was auf eine Limitierung des Phytoplanktons durch andere Faktoren als Stickstoff wie zum Beispiel durch Phosphor, Auswaschung oder geringes Lichtangebot hinweist.

In den 8 % der Proben mit einer DIN-Konzentrationen von kleiner $0,14 \text{ mg L}^{-1}$, für die eine Limitierung des Phytoplanktonwachstums potentiell in Frage kommt, wurden teils hohe TN-Werte beobachtet (s. Abbildung 10), die durch erhöhte Anteile an partikulärem organischem N (PON), welche wiederum teilweise mit erhöhten Biovolumina des Phytoplanktons zusammenfielen, bzw. gelösten organischen N (DON), verursacht wurden. Biomassen des Phytoplanktons größer als $1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ waren häufig (73 %; s. Abbildung 10). Auch in diesem Teildatensatz mit potentieller N-Limitierung konnte eine Beziehung zwischen Gesamtstickstoff zum Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons nicht festgestellt werden ($r^2 = 0,0075$).

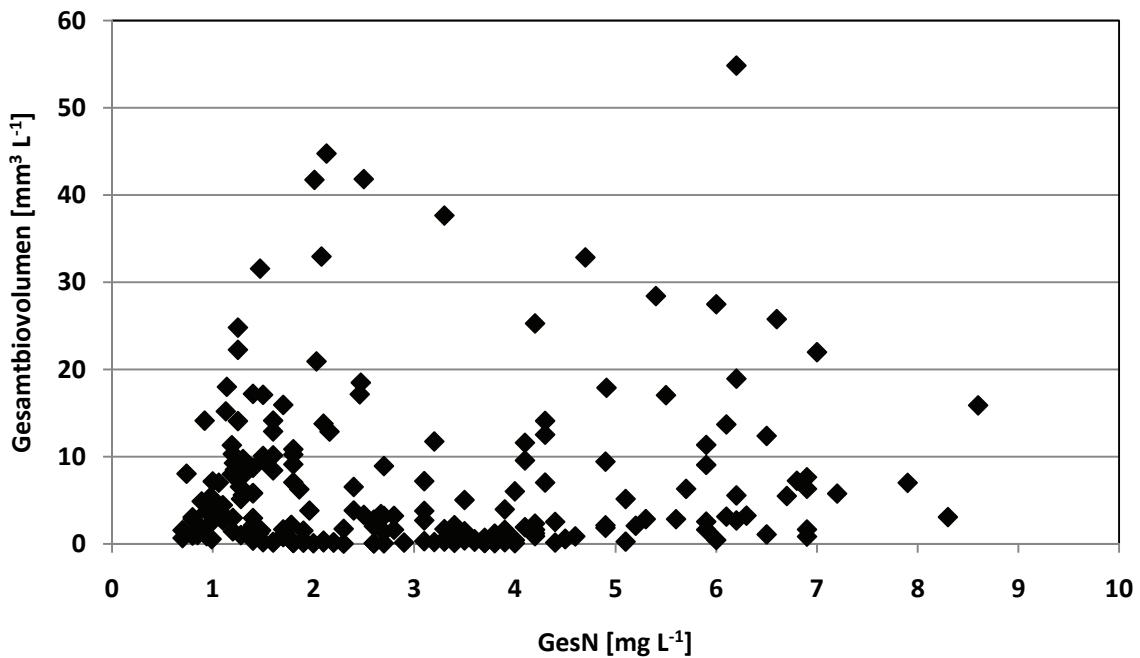


Abbildung 10 Verteilung des Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons entlang steigender Konzentrationen an Gesamtstickstoff (GesN) in ausgewählten Flüssen mit einer Konzentration von gelöstem anorganischen N (DIN) unter $0,14 \text{ mg L}^{-1}$ an einem Termin (213 Einzelwerte).

Die niedrigsten DIN-Einzelwerte wurden in den Nord- und Ostseezuflüssen Eider, Trave, Treene, Schwentine, Mildenitz bei Sternberger Burg, und im Elbegebiet in der sächsischen Weissen Elster und in der Havel oberhalb des Drewensees und bei Havelberg gemessen. Die Unterhavel in Berlin, die in einigen Jahren (2006, 2009) ebenfalls sogar im Vegetationsmittel DIN-Werte unterhalb von $0,14 \text{ mg L}^{-1}$ aufwies (s. nächstes Kapitel), ist in dieser Statistik nicht enthalten, da das Gewässer nach EU-Wasserrahmenrichtlinie als Flusssee betrachtet wird.

Ergebnis der Analyse der Nährstoffverteilung in den deutschen Fließgewässern (Gütedatenbank)

Für eine deutschlandweite Identifizierung von Fließgewässern mit geringer gelöster Nährstoffkonzentration wurden die für das Wachstum des Phytoplanktons relevanten Vegetations- (April-Oktober) und Sommermittel (Juli-Oktober) von DIN und von DIP aus der Gütedatenbank genutzt. Hierin sind auch einige angebundene Flusseen wie die Unterhavel bei Berlin enthalten.

Es wurde eine Verteilung der Mittelwerte von über 8300 Untersuchungsjahren von 2293 Messorten auf die folgenden 4 gebildeten Klassen für eine unterschiedliche Nährstoffsituation, gemäß den für Seen vorgeschlagenen kritischen Konzentrationen (Wiedner et al. 2013; alle in mg L^{-1}), ermittelt:

N & P unterschritten ($<0,14 \text{ DIN} & <0,025 \text{ DIP}$) - Phytoplankton potentiell N oder/und P limitiert

Nur N unterschritten (<0,14 DIN; >0,025 DIP) - Phytoplankton potentiell N limitiert

Nur P unterschritten (<0,025 DIP; >0,14 DIN) - Phytoplankton potentiell P limitiert

N & P Überschuss (> 0,14 DIN & >0,025 DIP) - Phytoplankton nicht P oder N limitiert

Die Bildung entweder eines Sommer- oder eines Vegetationsmittelwertes pro Untersuchungsjahr hatte keinen wesentlichen Einfluss auf die prozentuale Verteilung von Gewässern auf solche mit geringen oder mit überschüssigen N- und P-Werten in den 4 untersuchten Flussgebieten (s. Tabelle 5).

In 59-89 % aller Gewässer der vier Flussgebiete Donau, Elbe, Rhein und der Weser waren die DIP- und DIN-Mittelwerte in einem Bereich, der einen Überschuss an Nährstoffen für das Wachstum des Phytoplanktons indiziert.

Im Elbegebiet wurden geringe DIN-Sommermittel nur selten und in 2,5 % aller Untersuchungsjahre beobachtet, wovon in 1,5 % der Fälle gleichzeitig geringe DIP-Werte auftraten (s. Spalte 4, Tabelle 5). Weitaus häufiger waren in den Fließgewässern der Elbe geringe Phosphor-Mittel (DIP) bei gleichzeitigem DIN-Überschuss (23,6 %). Im Wesergebiet war die Verteilung auf die Klassen der Nährstoffsituation ähnlich mit einem noch geringeren Anteil an potentiell N-limitierten Gewässern.

Im Rhein- und Donaugebiet konnten aufgrund der durchweg hohen Nitratkonzentrationen gar keine Gewässer ermittelt werden, in denen die DIN-Konzentration kleiner 0,14 mg L⁻¹ im Mittel lag (s. Tabelle 5). Während im Donaugebiet 41 % aller Gewässer geringe DIP-Werte aufwiesen, und damit potentiell P-limitiert sein konnten, waren Nährstoffe in den Flüssen des Rheingebietes zu 88,8% im Sommermittel mit Nährstoffen gesättigt.

Tabelle 5 Verteilung der Mittelwerte unterhalb oder oberhalb (Überschuss) von kritischen Konzentrationen N (DIN <0,14 mg L⁻¹) bzw. P (DIP <0,025 mg L⁻¹) getrennt für die vier Flussgebiete in Prozent aller Untersuchungsjahre (U-Jahre).

Fluss- gebiet (N)	Orte (N)	U- jahre	Sommermittel (Jul-Okt)				Vegetationsmittel (Apr-Okt)			
			N & P unter- schritten	nur N unter- schritten	nur P unter- schritten	N & P Über- schuss	N & P unter- schritten	nur N unter- schritten	nur P unter- schritten	N & P Über- schuss
Donau	43	150	0,0	0,0	41,3	58,7	0,0	0,0	42,7	57,3
Elbe	1612	5863	1,5	1,1	23,6	73,7	1,0	0,4	26,5	72,1
Rhein	265	932	0,0	0,0	11,2	88,8	0,0	0,0	14,3	85,7
Weser	373	1359	0,3	0,0	25,5	74,2	0,1	0,0	24,9	75,0

Die jahreszeitliche Verteilung der DIN-Konzentrationen in den 77 Gewässern des Elbegebiets, deren Sommer- und/oder Vegetationsmittel unterhalb von 0,14 mg L⁻¹ lagen, verdeutlicht, dass erwartungsgemäß in den Sommer- und Spätsommermonaten (Juli - Oktober) die geringsten DIN-Konzentrationen auftraten, und deshalb potentiell für das Wachstum des Phytoplanktons N-limitierend sein können (Abbildung 11).

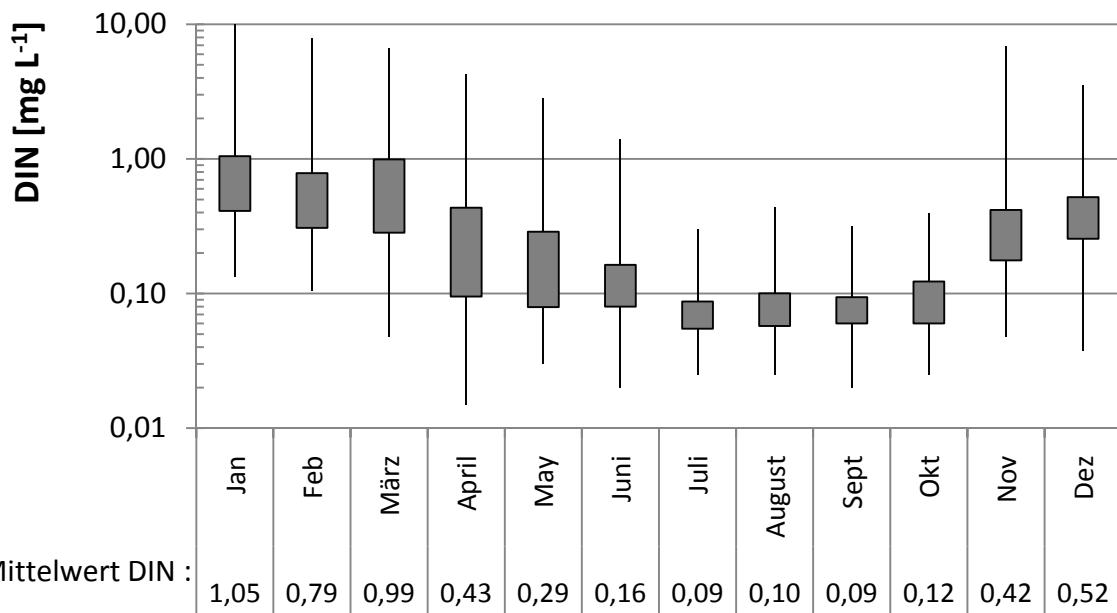


Abbildung 11 Saisonale Verteilung der DIN-Konzentrationen innerhalb der 77 Gewässer mit DIN-Mittel $<0,14 \text{ mg L}^{-1}$ im Elbegebiet (124 Untersuchungsjahre).

Potentiell N-limitierte identifizierte Gewässer im Elbegebiet sind Abschnitte der langsam fließenden Flüsse Dahme, Havel, Ohre und des Rhin. Zusätzlich sind darunter 26 eher stehende Gewässer wie Flusseseen, Teiche, seeausflussgeprägtes Fließgewässer (Typ 21) und Kanäle, die in der Gütedatenbank enthalten waren.

DIN:TP

Es wurde zusätzlich das Verhältnis von DIN:TP zu bestimmt, um N-Limitationszustände zu identifizieren: Als kritischer Wert wurde der Wert DIN:TP $<1,6$ aus der Seenstudie von NITROLIMIT übernommen: 3,5 % aller Sommermittelwerte lagen unterhalb von 1,6 DIN:TP und 2,5 % aller Vegetationsmittelwerte. Dieser geringe Anteil verringert sich zusätzlich dadurch, dass der überwiegende Teil dieser Mittel DIN-Konzentration im Überschuss ($>0,14 \text{ mg L}^{-1}$) aufwiesen. Deshalb ist nur bei 89 von 7791 Sommermittelwerten (1,1 %) von einer N-Limitierung auszugehen.

Diskussion

Mehr als die Hälfte der 1000 verfügbaren Vegetationsmittelwerte für Chlorophyll a überschritten $20 \mu\text{g L}^{-1}$ und kennzeichnen diese Gewässer damit als planktonführende Fließgewässer. Phytoplankton ist demnach zumindest in den daraufhin untersuchten Fließgewässern ($N = 269$) relevant und verbreitet.

Eine ökologische Wirksamkeit von Stickstoff wurde in diesen Fließgewässern hinsichtlich der Biomasse Phytoplankton geprüft. Zweitens wurde das N:P-Verhältnis in allen verfügbaren Fließgewässern bestimmt, in denen die gelösten Nährstoffe so gering sind, dass eine Limitierung des Phytoplanktons potentiell möglich ist.

Die Verteilung der Phytoplanktonbiovolumina zeigte weder eine direkte Abhängigkeit zum Gesamtstickstoff- noch zur DIN-Konzentration. Dies trifft auch für die wenigen Gewässer mit einem DIN - Wert unterhalb von $0,14 \text{ mg L}^{-1}$ zu (s. Abbildung 10). Demnach überwiegt unter den heutigen Bedingungen der Einfluss anderer Steuerfaktoren wie Licht, Auswaschung und andere Nährstoffe.

Gelöster Stickstoff war in den Gewässer mit Phytoplanktonuntersuchungen im Überschuss vorhanden. Die aus der Seenforschung bekannten, potentiell limitierenden Bereiche für DIN kleiner $0,14 \text{ mg L}^{-1}$ wurden in den planktonführenden Fließgewässern nur äußerst selten und wenn, dann nur an einzelnen Terminen erreicht.

Auch in dem etwa 35mal größeren Gütedatensatz fanden sich nur wenige Gewässer (<3 % s. Tabelle 1.6), deren DIN-Sommermittel unterhalb des kritischen Wertes von $0,14 \text{ mg L}^{-1}$ lagen, und damit potentiell N-limitiert sein könnten.

Niedrige DIN-Konzentrationen finden sich in gefällearmen Gewässern mit langer Wasserverweilzeit, also solche mit seenartigen Erweiterungen, Überflutungsflächen oder Aufstauungen, wodurch eine hohe Denitrifikation ermöglicht wird. Die niedrigsten gelösten Stickstoff-Werte (im Mittel $<0,40 \text{ mg L}^{-1}$ DIN) weisen die Havel vor Havelberg und oberhalb von Drewensee auf, sowie einzelne Untersuchungsjahre in der Schwentine beim Pegel in Preetz, Hamme, Krainke, im Rhin bei Kietz, Müggelspree (2007, 2008) und der Mildenitz an der Sternberger Burg.

Im saisonalen Verlauf waren die geringsten DIN-Konzentrationen im Zeitraum Juli bis Oktober zu beobachten, womit die Auswahl des Sommermittels für die Identifikation von potentiell N-limitierten Untersuchungsjahren bestätigt wird. Aufgrund höherer Wassertemperaturen in den Sommermonaten sind die gewässerinternen Prozesse zur Reduktion von DIN erhöht: Denitrifikation sowie die N-Inkorporation durch das Phytoplankton und andere Organismen. Es findet demnach wie in Flusseen teils ein saisonaler Wechsel von P- zu N-Limitation statt.

Gegenüber dem Redfield-ratio (N:P molar= 16:1; in $\text{mg L}^{-1} = 7,2:1$) für natürliche Biomasse ist das N:P-Verhältnis in den Fließgewässern mit 33:1 deutlich hin zu höheren Stickstoffwerten verschoben, was Downing & McCauley (1992) als eine P-Limitierung der Gewässersysteme deuten.

Angesichts der heutzutage überwiegend sehr hohen Stickstoff-Konzentrationen in den Flüssen des Elbe-Gebietes ist eine biozönotisch begründete Herleitung von Zielwerten für N anhand des Phytoplanktons zurzeit empirisch nicht möglich. Es wäre notwendig, in den wenigen gering belasteten Fließgewässern Untersuchungen des Phytoplanktons, Phytobenthos und der Makrophyten durchzuführen, auch wenn deren Gesamtbiomasse gering sein mag, um biozönotische Effekte gegenüber belasteten Gewässern zu erkennen. Beobachtungen der Makrophyten-Stickstoff-Beziehung an Flachseen deuten an, dass die Einbeziehung der Makrophyten in die ökologische Wirksamkeitsprüfung für Fließgewässer notwendig ist, da diese womöglich auch für langsam fließende Flüsse zutreffen könnte: Es wurde ein Verlust der Makrophyten bei Überschreitung von ca. 2 mg L^{-1} Gesamt-Stickstoff (Gonzales Sagrario et al. 2005) beobachtet. Bei hohen N-Konzentrationen wird Schilf geschädigt (Boars et al. 1989), der Anteil flotierender Makrophyten erhöht (Feuchtmayr et al. 2009), die Diversität gesenkt und es treten mehr exotische Arten auf (Blann et al. 2009).

Auch mit anderen biologischen Biokomponenten wurde in dem sogenannten ACP-Projekt der LAWA versucht, Vorschläge für Orientierungswerte (Obergrenze des guten Zustands) der allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter für Fließgewässer für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland zu erarbeiten. Allerdings konnten anhand der WRRL-konformen Verfahren für die Biokomponenten Makrophyten, benthische Diatomeen (Phylib) sowie der Makroinvertebraten (Perlodes) bisher nur geringe Effekte von Nitrat und Ammonium auf deren Einstufung in eine ökologische Bewertungsklasse nachgewiesen werden (Halle & Müller 2013). Es wurden zunächst einheitlich $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ für $\text{NO}_3\text{-N}$ und $0,1 - 0,2 \text{ mg L}^{-1}$ für Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) als Orientierungswerte für alle (Fließ)-Gewässertypen im ACP-Projekt vorgeschlagen. Diese Werte wurden aber nicht in die Revision der Rahmenkonzeptionspapiere (RAKON) der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser Ende 2013 aufgenommen, sondern man möchte diese Parameter noch einmal genauer überprüfen. Die vom ACP-

Projekt vorgeschlagenen Orientierungswerte für Nitrit und Ammoniak (fischtoxisch) wurden hingenommen in den neuen RAKON-Entwurf übernommen.

Nach den Modell-gestützten Rekonstruktionen von Gesamt-Stickstoff im Referenzzustand deutscher Fließgewässer (Mischke 2005; Hirt et al. 2013) lagen die referenznahen Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen unter 1 mg L^{-1} . Diese Rekonstruktion wird durch Werte von den wenigen noch gering belasteten Fließgewässer in Dänemark (Kronvang et al. 2005), Estland (Pirsoo et al. 2010) und USA (Dodds et al. 2009) sowie durch andere Modell-gestützte Rekonstruktionen unterstützt (Behrendt et al. 2003 a, b; Moss et al. 2013; van Raaphorst et al. 2000).

Zur Herleitung der DIN-Konzentrationen für Fließgewässer im Referenzbereich, ist es fraglich, ob man die TN-DIN-Korrelation heutiger stark regulierter Flusssysteme nutzen kann. Aus der TN:DIN Beziehung basierend auf 8933 Wertepaaren für Vegetationsmittel ($r^2 = 0,89$) ergäbe sich im Mittel ein DIN-Wert von $0,24 \text{ mg L}^{-1}$, sofern man z.B. die mittlere rekonstruierte TN-Konzentration der Ostseezuflüsse von $0,49 \text{ mg L}^{-1}$ zu Grunde legt (Hirt et al. 2013), was weit entfernt wäre von dem kritischen Wert ($\text{DIN} < 0,14 \text{ mg L}^{-1}$), der den Bereich für eine potentiell N-Limitierung des Phytoplanktons angibt. Allerdings ist für referenz- bzw. naturnahe kleine und mittelgroße Flüsse anzunehmen (Pottgiesser et al. 2004), dass viel mehr Makrophyten vorhanden waren, dass die Wasseraufenthaltszeiten diverser und im Mittel länger waren und damit die Denitrifikation in Fließgewässern deutlich wichtiger als heute war. Deshalb ist nicht auszuschließen, dass besonders Flachlandflüsse mit durchflossenen Seen und großen Auen, vor der Erfindung des Haber-Bosch-Verfahrens N-limitiert waren, und hierfür noch Forschungsbedarf besteht.

Auch wenn durch hohe Stickstoffkonzentrationen in heutigen Fließgewässern bisher kein direkter Effekt auf das Phytoplankton erkennbar ist, ist eine N-Reduktion aufgrund der Belastung des Grundwassers, der angebundenen Seen und der Küstengewässer geplant. Aufgrund der dafür ergriffenen Maßnahmen im Gewässermanagement besteht die Aussicht, dass sich damit auch der Anteil von Fließgewässern mit potentieller N-Limitierung für das Phytoplankton erhöht.

Literatur

- Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W.G., Scholz, G. & Wendland, F. (2003a): Nutrient emissions into river basins of Germany on the basis of a harmonized procedure. UBA-Texte 82/03, 191.
- Behrendt, H., Dannowski, R., Deumlich, D., Dolezal, F., Kajewski, I., Kornmilch, M., Korol, R., Mioduszewski, W., Opitz, D., Steidl, J. & Stronska, M. (2003b): Point and diffuse emissions of pollutants, their retention in the river system of the Oder and scenario calculations on possible changes. Weißensee Verlag, Berlin, 300.
- Blann, K. L., Anderson, J. L., Sands, G. R. & Vondracek, B. (2009): Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 39: 909-1001.
- Boar, R. R., Crook, C. E. & Moss, B. (1989): Regression of *Phragmites australis* reedswamps and recent changes of water chemistry in the Norfolk Broadland. Aquatic Botany, 35: 41-55.
- Dodds, W. K. (2003): Misuse of Inorganic N and Soluble Reactive P Concentrations to Indicate Nutrient Status of Surface Waters. Journal of the North American Benthological Society, 22: 171-181.
- Dodds, W. K. (2007): Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. Trends in Ecology and Evolution, 22: 669-676.
- Dodds, W. K., Bouska, W. W., Eitzmann, J. L., Pilger, T. J., Pitts, K. L., Riley, A. J., Schloesser, J. T. & Thornbrugh, D. J. (2009): Eutrophication of U.S. freshwaters; analysis of potential economic damage. Environmental Science and Technology, 43: 12-19.
- Downing, J.A. & McCauley, E. (1992): The Nitrogen: Phosphorus Relationship in Lakes. Limnology and Oceanography, 37: 936-945.
- Feuchtmayr, H., Moran, R., Hatton, K., Connor, L., Heyes, T., Moss, B., Harvey, I. & Atkinson, D. (2009): Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental, hypertrophic, shallow lake mesocosms. Journal of Applied Ecology, 46: 713-723.

- Gonzales Sagrario, M., Jeppesen, A. E., Goma, J., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. (2005): Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology*, 50: 27-41.
- Halle, M. & Müller, A. (2013): Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemisch-physikalischen Parametern in Fließgewässern - "ACP-Projekt" - LAWA O3.12 gefördert im Länderfinanzierungsprogramm der LAWA. Kurzbericht August 2013.
- Hirt, U., Mahnkopf, J., Gadegast, M., Czudowski, L., Mischke, U., Heidecke, C., Schwernewski, G. & Venohr, M. (2013): Reference conditions for rivers of the German Baltic Sea catchment - Reconstruction of nutrient regime with the Model MONERIS, *Regional Environmental Change* DOI 10.1007/s10113-013-0559-7.
- Kronvang, B., Jeppesen, E., Conley, D. J., Sondergaard, M., Larsen, S. E., Ovesen, N. B. & Carstensen, J. (2005): Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *Journal of Hydrology*, 304: 274-288.
- Mischke, U (2006): Bundesweiter Praxistest eines Bewertungsverfahrens für Phytoplankton in Fließgewässern Deutschlands zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. LAWA-Projekt O3.05. LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser). IGB. Berlin-Friedrichshagen, 68.
- Mischke, U. & Behrendt, H. (2007): Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland -Weißensee-Verlag, Berlin, ISBN 978-3-89998-105-6. p 88.
- Mischke, U., Venohr, M., Behrendt, H. (2011): Using Phytoplankton to Assess the Trophic Status of German Rivers. *International Revue of Hydrobiology*, 96: 578-598.
- Moss, B., Jeppesen, E., Sondergaard, M., Lauridsen, T. L. & Liu, Z. (2013): Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? *Hydrobiologia*, 710: 3-21.
- Piirsoo, K., Pall, P., Tuvikene, A., Viik, M. & Vilbaste, S. (2010): Assessment of water quality in a large lowland river (Narva, Estonia/Russia) using a new Hungarian potamoplanktic method. *Estonian Journal of Ecology*, 59: 243-258.
- Pottgiesser, T., Kail, J., Seuter, S. & Halle, M. (2004): Karte der biozönatisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands - Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung. Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Deutschland. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/typologie/>
- Quiel, K., Becker A., Kirchesch V., Schöl A. & Fischer H. (2011): Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. *Regional Environmental Change*, 11: 405-421.
- Schöl A., Eidner R., Böhme M. & Kirchesch V. (2006): Integrierte Modellierung der Wasserbeschaffenheit mit QSim. In: Pusch, M. & Fischer, H. (eds) *Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe.- Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*. Weißensee Verlag, Berlin, 233-242.
- van Raaphorst, W., de Jonge V. N., Dijkhuizen D. & Frederiks B. (2000): Natural background concentrations of phosphorus and nitrogen in the Dutch Wadden Sea. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat. Rijksinstituut voor Kusten Zee/RIKZ.

1.2 Fallstudien in verschiedenen Gewässertypen

1.2.1 Fortführung und Analyse von Langzeitdatenreihen

Jacqueline Rücker (BTU-BS)

Jan Köhler (IGB)

Antje Köhler (Berliner Senat)

Thomas Petzoldt (TUD)

Hintergrund

Zur detaillierten Untersuchung von Stickstoff als Steuergröße der Phytoplanktonentwicklung sowie von Stickstoffumsatzprozessen wurden für NITROLIMIT fünf Modellgewässer ausgewählt, die wesentliche Gewässertypen des norddeutschen Flachlandes repräsentieren: ein großer Strom (Elbe zwischen Schmilka und Geesthacht), ein Flussee (Unterhavel zwischen Großem Fenster und Krughorn), ein polymiktischer Flachsee (Langer See bei Priesen), ein phasenweise geschichteter See mittlerer Tiefe (Müggelsee) und ein tiefer stabil geschichteter See (Scharmützelsee). Ein wesentliches Kriterium für die Auswahl der Gewässer war, dass die Projektpartner über umfangreiche Kenntnisse und Daten zu den Modellgewässern und ihren Einzugsgebieten verfügen, die im Rahmen des Projektes ausgebaut und vertieft werden sollten.

Ziel

An den Modellgewässern Scharmützelsee, Müggelsee und Langer See wurden 2011 bis 2012 die wichtigsten chemischen, physikalischen und biologischen Parameter gemessen. Damit wurden zum einen die bestehenden Langzeitdatenreihen fortgesetzt, die die Grundlage für die Ökosystemmodellierung (Modul 3.2) und die Aufstellung der Stickstoffbilanzen (Modul 2.2.4) bilden. Zum anderen stellen die erhobenen Daten grundlegende Hintergrundinformationen für die Prozessforschungen (z.B. Modul 2.1.1 und 2.2.1) und für die experimentellen Untersuchungen (z.B. Modul 1.2.2 und 1.2.3) dar. Über den Projektantrag hinaus wurden die Langzeituntersuchungen an den drei Seen auch im Jahr 2013 fortgesetzt. Für die Unterhavel stellte der Berliner Senat alle 2013 erhobenen Daten zur Verfügung.

Material und Methoden

Die Lage aller NITROLIMIT-Modellgewässer ist Abbildung 1 zu entnehmen. Die Elbe wird gesondert in Kapitel 2.2.2 behandelt. Die Probenahmen wurden am Scharmützelsee und Langen See während der Vegetationsperiode von April bis Oktober 14tägig, für den Rest des Jahres monatlich durchgeführt. Die Hauptmessstelle, auf die sich auch die Auswertung in diesem Kapitel bezieht, lag jeweils an der tiefsten Stelle des Sees (Abbildung 13 A und 13 C). Am untersuchten Abschnitt der Unterhavel gab es drei Messstellen (Abbildung 13 D). Hier wurden die Untersuchungen im Auftrag des Berliner Senats monatlich durchgeführt und durch NITROLIMIT 2011 und 2012 auf 14tägige Abstände verdichtet. Die Untersuchungen am Müggelsee wurden durch das IGB wöchentlich an 5 Messstellen durchgeführt (Abbildung 13 B). Mindestens an der Hauptmessstelle des jeweiligen Gewässers wurden die Sichttiefe gemessen und mit Hilfe von Sonden Vertikalprofile physikalischer Parameter (z.B. Temperatur, Sauerstoff, pH, Leitfähigkeit, Redoxpotenzial) und der Chlorophyll-a-Fluoreszenz in 0,5- bis 1m-Abständen aufgenommen. Für die Analyse von Nährstoffkonzentrationen, Chlorophyll a und Phytoplankton wurden während der thermischen Schichtung epilimnische Mischproben, in Zirkulationsphasen bzw. in den polymiktischen Seen Mischproben über die gesamte Wassersäule hergestellt.

Dazu wurden Schöpfproben in 0,5 - bis 1 m-Abständen genommen und in einem Fass gemischt. Für den Müggelsee wurden die Mischproben aller 5 Messstellen zu einer Gesamtmischprobe vereint. Mischproben aus dem Hypolimnion wurden stets gesondert entnommen und untersucht.

Zu Beginn des Projektes wurde eine Liste mit den verwendeten Analysemethoden aller beteiligten Labore (IGB Berlin, BTU Cottbus, Landeslabor Berlin Brandenburg) zusammengestellt. Daraus war ersichtlich, dass Probenahme und Analysen nach gängigen Standardverfahren erfolgen. Die einzelnen Methoden werden deshalb an dieser Stelle nicht explizit ausgeführt. Probenahme und saisonaler Verlauf der Zooplanktonbiomasse werden in Kapitel 1.2.5 vorgestellt.

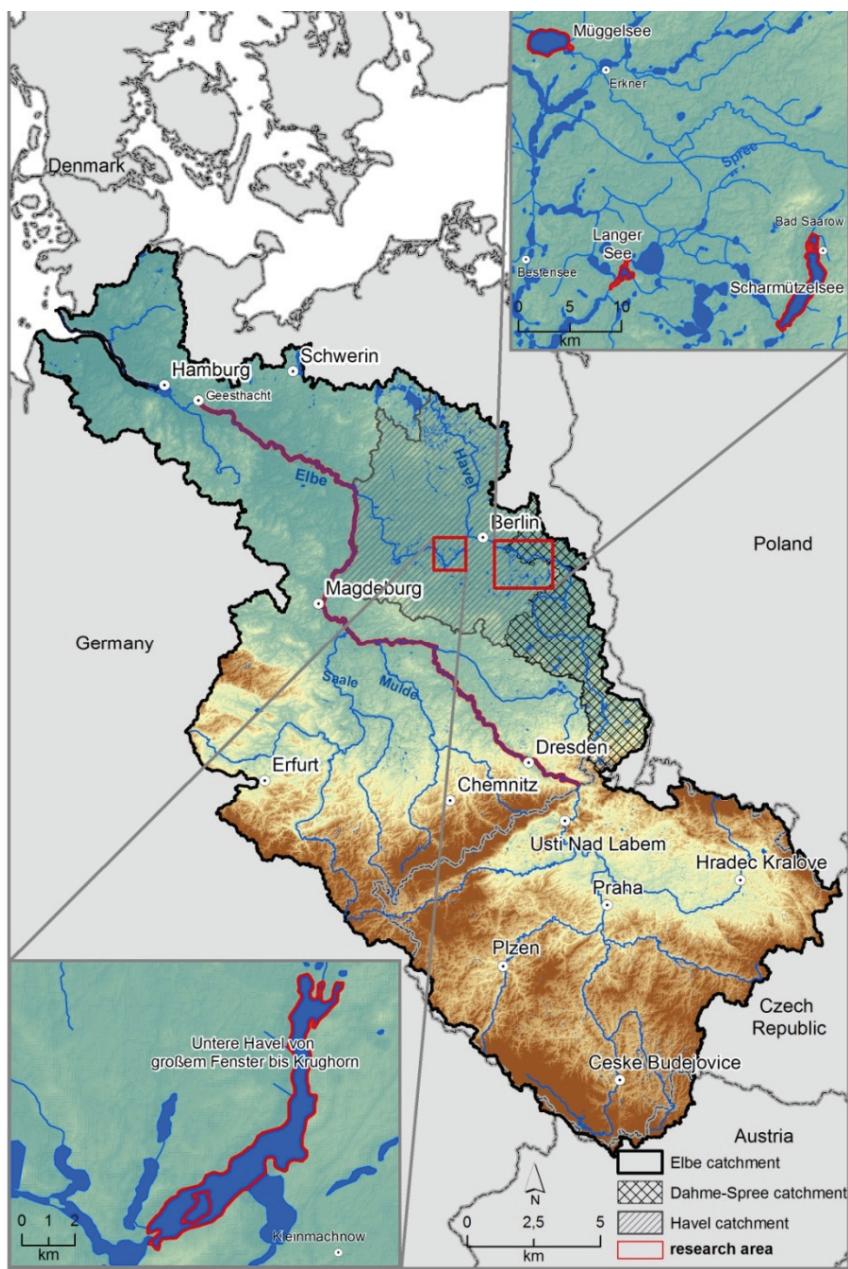


Abbildung 12 ABBILDUNG 13 Lage der NITROLIMIT-Modellgewässer Elbe, Untere Havel, Scharmützelsee, Müggelsee und Langer See. Die untersuchten Gewässer bzw. Gewässerabschnitte sind rot markiert.

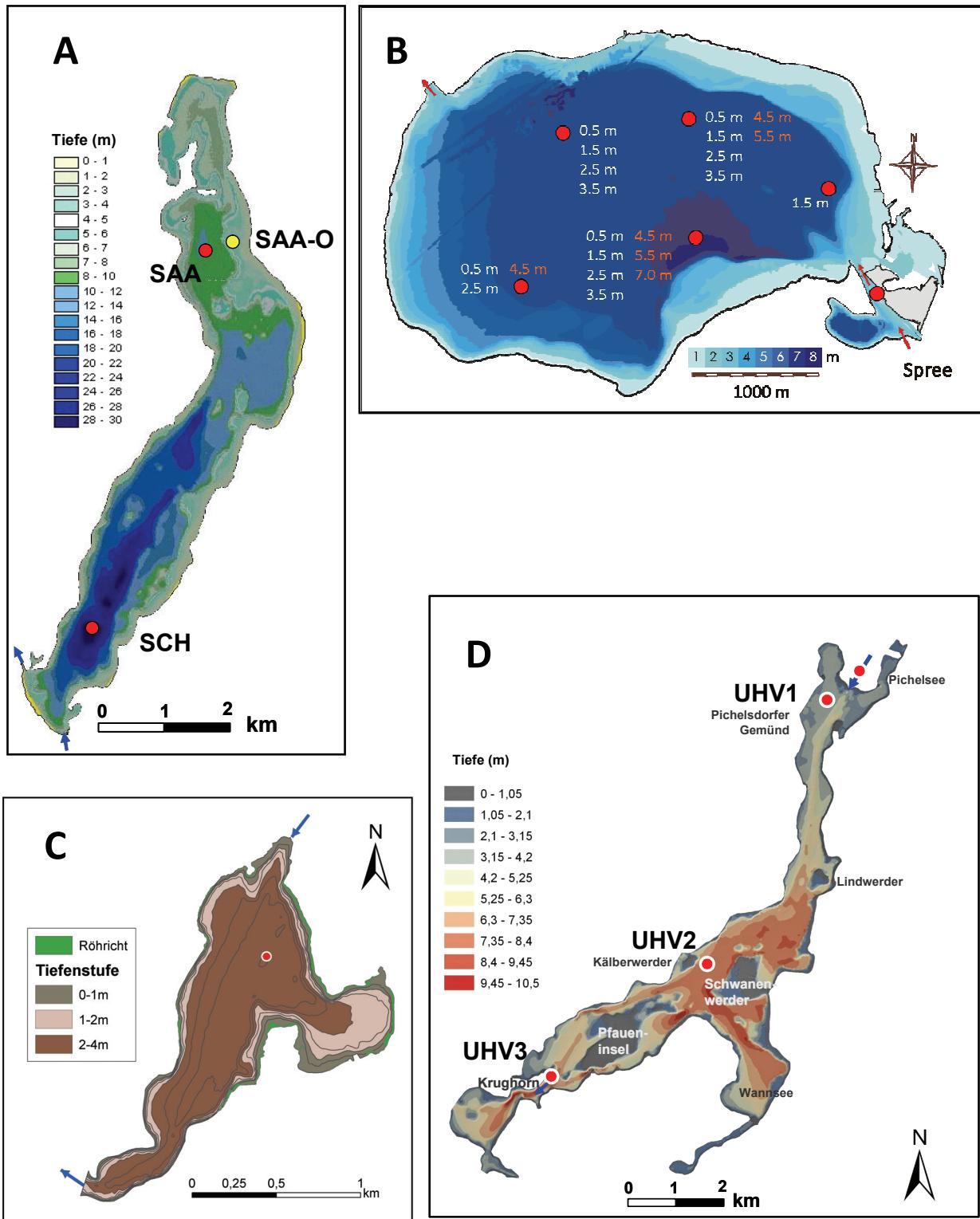


Abbildung 13 Tiefenkarten der NITROLIMIT-Modellgewässer mit Lage der Probenahmestellen. A - Scharmützelsee, B - Müggelsee, C - Langer See, D - Unterhavel. Die Pfeile geben die Lage der Hauptzu- und -abflüsse an.

Ergebnisse

Die NITROLIMIT-Modellgewässer decken den Bereich von schwach eutroph (Scharmützelsee) bis hoch eutroph (Müggelsee, Langer See, Unterhavel) ab. Die wesentlichen limnologischen Parameter der Gewässer sind in Tabelle 6 zusammengestellt. Wie unterschiedlich die morphometrischen und

hydrologischen Parameter zur Ausprägung der Trophie in diesen Gewässern beitragen, wird in Abbildung 14 verdeutlicht. So sind die N- und P-Flächenbelastungen in den stark durchflossenen Gewässern mit den geringen Aufenthaltszeiten und großen Einzugsgebieten deutlich größer als in den weniger stark durchflossenen. Entsprechend unterschiedlich sind die Nährstoffkonzentrationen und die Phytoplanktonbiomassen, die als Vegetationsmittelwerte in Tabelle 1 oder im jahreszeitlichen Verlauf in den Abbildungen 15 - 18 dargestellt sind. Die Konzentrationen an gelöstem anorganischem Phosphor (DIP) fielen im Scharmützelsee von April bis September, im Langen See meist sogar von März bis Oktober unter $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (Abbildung 15 und 16), während so niedrige DIP-Konzentrationen in Müggelsee und Unterhavel nur im Frühjahr (März - Mai) auftraten (Abbildung 17 und 18). Die Konzentrationen an gelöstem anorganischem Stickstoff (DIN = Nitrat + Nitrit + Ammonium) sanken im Scharmützelsee und Langen See etwa ab April unter die $100 \mu\text{g L}^{-1}$ -Grenze für potenzielle Stickstofflimitation (vgl. Kapitel 1.2.2). Dieser Wert wurde im Müggelsee nur phasenweise zwischen Mai und September unterschritten. In der Unterhavel fielen die DIN-Werte nie unter $470 \mu\text{g L}^{-1}$. In Phasen mit DIN-Konzentrationen unter $100 \mu\text{g L}^{-1}$ ist Stickstofflimitation des Phytoplanktons, bei $\text{DIP} < 10 \mu\text{g L}^{-1}$ P-Limitation wahrscheinlich. Lagen beide Nährstoffkonzentrationen unter diesen Grenzen, wurde der limitierende Nährstoff an Hand des DIN:TP-Verhältnisses ermittelt ($<>2,2$; vgl. Kap. 1.2.2). Aus Abbildung 16 wird ersichtlich, dass das Phytoplankton im Scharmützelsee, abgesehen von kurzen Phasen im Mai, überwiegend P-limitiert und im Langen See (Abbildung 15) ab April überwiegend N-limitiert war. Im Müggelsee (Abbildung 17) wechselten Phasen mit und ohne Nährstofflimitation häufiger ab (hier lagen allerdings wöchentliche Daten vor), wobei im Sommer N-Limitation überwog. Auf Grund der hohen Konzentrationen von gelösten Nährstoffen war das Phytoplanktonwachstum in der Unteren Havel (Abbildung 18) bis auf wenige P-limitierte Phasen nicht durch Nährstoffe begrenzt. Hier war allerdings das Strahlungsdargebot in der durchmischten Schicht (Imix) von allen vier Gewässern am geringsten und erreichte in den Sommermonaten meist nur Werte zwischen 50 und $70 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$, sodass eine Lichtlimitation des Phytoplanktons wahrscheinlich ist. Etwas höhere Unterwasserlichtwerte wurden im Müggelsee gefolgt vom Langen See erreicht. Im Scharmützelsee lagen die Werte dagegen von Juni bis September meist über $100 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Die Vegetationsmittel des gesamten Phytoplanktonbiovolumens bewegten sich zwischen $1,7 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ im Scharmützelsee und $12,3 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ im Langen See (Tabelle 6). Der Lange See hatte zwar im Mittel weniger Nährstoffe als Müggelsee und Unterhavel, erreichte aber die höchsten Algendiffichten und die geringsten Sichttiefen. Dennoch ist auf Grund seiner geringen Tiefe das Lichtdargebot in der durchmischten Schicht relativ gut, sodass die Nährstoffe sehr effektiv in Phytoplanktonbiomasse umgesetzt werden. Im Langen See war auch der mittlere Anteil der Cyanobakterien am Gesamtphytoplankton von April bis Oktober mit 46 - 64% am höchsten, während er sonst bei 2 - 8 % (UHV), 15 - 33 % (SCH) und 21 - 60 % (MUEG) lag. Die Nostocales, die ja auf Grund ihrer Fähigkeit zur Stickstofffixierung im besonderen Focus von Nitrolimit stehen, bildeten mit 73 - 89 % den größten Teil der Cyanobakterienbiomasse im Scharmützelsee, 22 - 57 % im Müggelsee, 32 - 47 % in der Unterhavel, aber nur 21 - 22 % im Langen See. Auf die Artenzusammensetzung der Nostocales wird im Kapitel 2.1.1 näher eingegangen.

Die Bewertung der Biokomponente Phytoplankton nach EU-WRRL (Tabelle 6) spiegelt die oben beschriebenen Phytoplanktonbefunde wider. So werden Scharmützelsee und Müggelsee auf Grund der im Vergleich zum Referenzzustand zu hohen Cyanobakterienbiomassen und der Taxonzusammensetzung nur als „mäßig“ bewertet, der Lange See als „unbefriedigend“. Durch vergleichsweise geringe Phytoplanktonbiomassen fällt die Bewertung für die Unterhavel in den drei Untersuchungsjahren „gut“ aus (einige Ausnahme 2012 Messstelle UHV2 mäßig). Die Blaualgenentwicklung in der Unterhavel in den drei Untersuchungsjahren ist ungewöhnlich gering und vermutlich auf die hohen Abflüsse zurück zu führen (vgl. Kapitel 3.2.2). In den Vorjahren waren hier im Sommer

Cyanobakterien dominant. Dass die Unterhavel jedoch weit von einem guten ökologischen Zustand entfernt ist, beweist die Bewertung der Biokomponente Makrophyten, die auf Grundlage der 2011 im Rahmen von NITROLIMIT durchgeführten Makrophytenkartierung (vgl. Kapitel 2.1.4) ermittelt wurde (Schulz 2012). Sie ergab für die Unterhavel wie auch für den Langen See ein „schlecht“. Beim Müggelsee und Scharmützelsee wird durch die Makrophyten der mäßige ökologische Zustand bestätigt.

Tabelle 6 Morphometrische Parameter der Untersuchungsgewässer, theoretische Aufenthaltszeit (t_a), Gewässertyp nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; Mathes et al. 2002), Vegetationsmittel (April - Oktober) von Gesamtphosphor (TP), Gesamtstickstoff (TN), Chlorophyll a (Chl a) und Phytoplanktonbiomasse, trophischer Zustand und Trophie-Index nach LAWA (1999), Bewertung der Biokomponenten Phytoplankton (Phyto-See-Index (PSI), Mischke et al. 2013) für die Jahre 2011 - 2013 sowie Makrophyten für 2011 (Schaumburg et al. 2011). ¹⁾Messstelle UHV2; ²⁾ohne 2012; ³⁾ ohne 2013.

	Scharmützelsee	Müggelsee	Langen See	Unterhavel
Abkürzung	SCH	MUEG	LAN	UHV ¹⁾
Einzugsgebiet (km ²)	128	7 000	395	13 613
Seefläche (km ²)	12,1	7,3	1,3	27
Uferlänge(km)	30,3	14,8	8,4	ca. 42
max. Tiefe (m)	29,5	8,9	3,8	10,7
mittl. Tiefe (m)	8,9	4,9	2,2	ca. 4,8
t_a (a)	10,7	0,1 - 0,16	0,1	0,02 - 0,2
Mixistyp	dimiktisch	polymiktisch	polymiktisch	polymiktisch
WRRL-Typ	13	11.1	11.2	12
TP (µg L ⁻¹)	25 - 29	82 - 122	62 - 68	45 - 81
TN (mg L ⁻¹)	0,57 - 0,63	0,86 - 1,08	0,82 - 1,01	1,50 - 1,67
Chl a (µg L ⁻¹)	11 - 12	28 - 31 ²⁾	58 - 64	13 - 21
Phyto _{gesamt} (mm ³ L ⁻¹)	1,7 - 2,1	4,1 - 4,2	9,3 - 12,3	5,4 - 8,9 ³⁾
Trophie (LAWA-Index)	mesotroph (2,3 - 2,4)	eutroph (3,2 - 3,4)	eutroph (3,8)	eu- bis polytroph (3,0 - 3,3)
PSI	2,8 - 3,0 (mäßig)	2,9 (mäßig)	3,6 - 3,7 (unbefriedigend)	2,2 - 2,6 (gut - mäßig)
Makrophyten	3,0 (mäßig)	3,0 (mäßig)	4,9 (schlecht)	4,9 (schlecht)

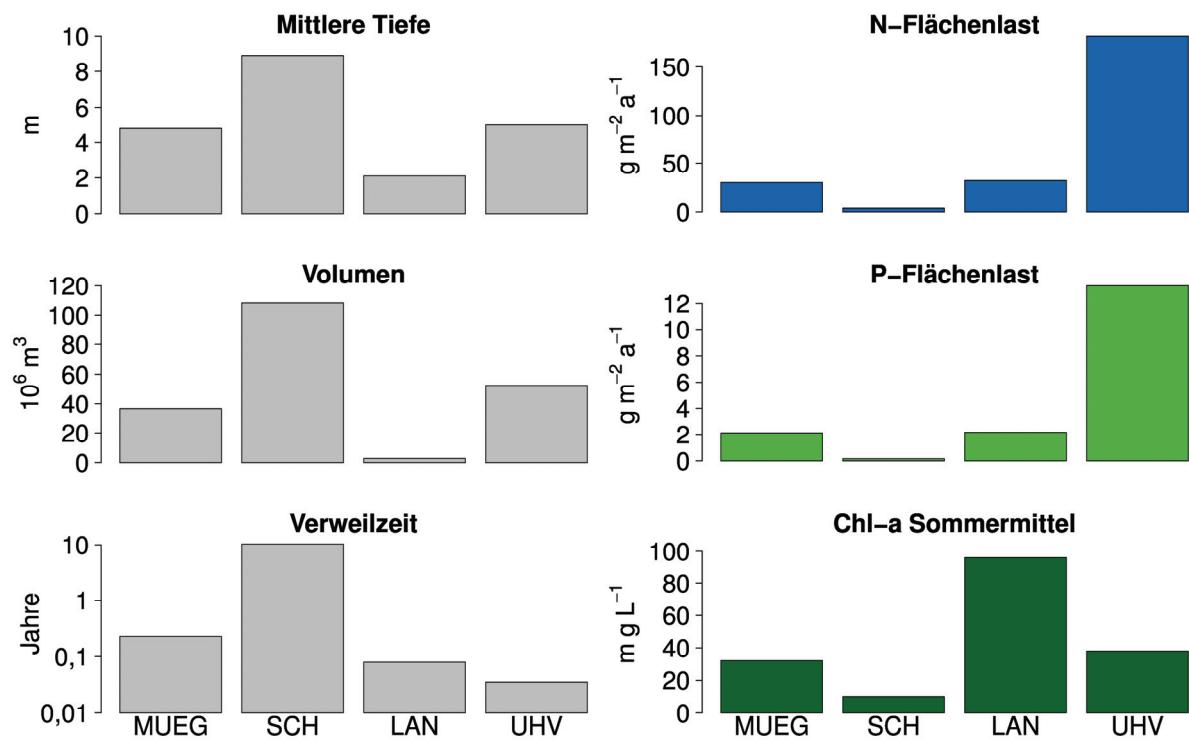


Abbildung 14 Vergleich von mittlerer Tiefe, Volumen sowie der langjährigen Mittelwerte von Aufenthaltszeit, Nährstoff-Flächenbelastung und Chl a-Konzentrationen für den Müggelsee (MUEG, 2000 - 2009), Scharmützelsee (SCH, 2005 - 2008), Langer See (LAN, 2000 - 2011), Unterhavel (UHV, 2005 - 2010).

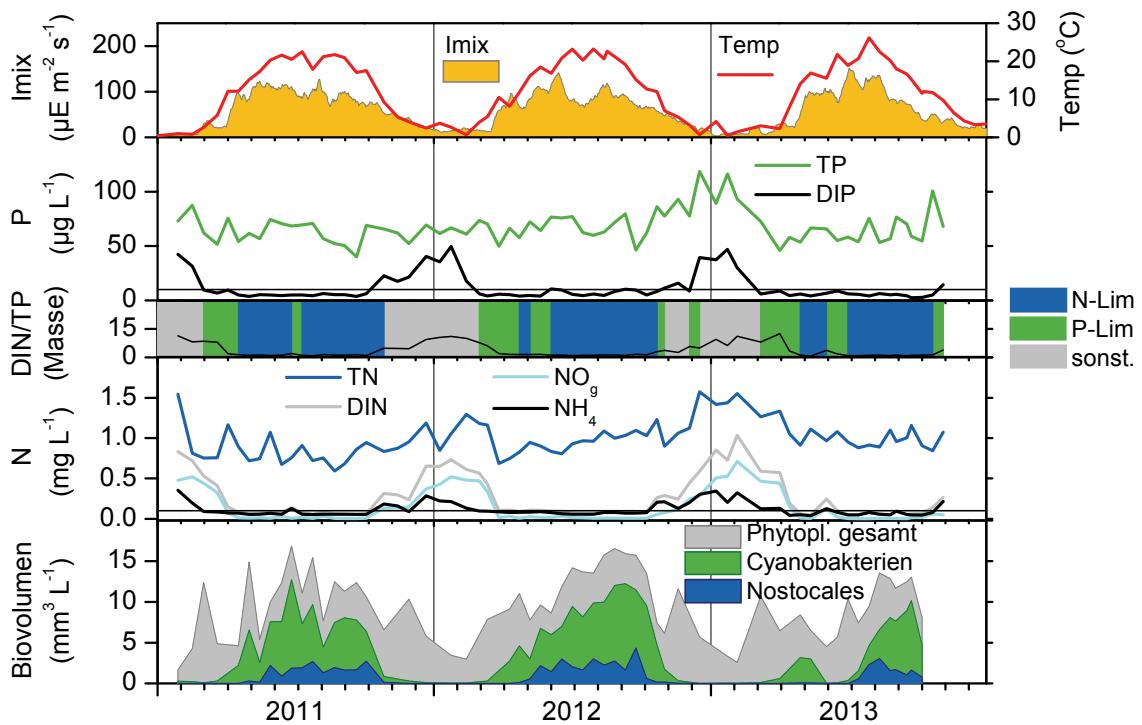


Abbildung 15 Jahresgänge von Temperatur (Temp), Lichtdargebot in der durchmischten Schicht (Imix); gesamt Phosphor (TP) und gelöstem Phosphor (DIP); Limitationszustand des Phytoplanktons und Verhältnis von gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN) zu TP; gesamt Stickstoff (TN), Summe von Nitrat und Nitrit (NO_g) und Ammonium (NH_4); Biovolumen des gesamten Phytoplanktons, der Cyanobakterien und der Nostocales im **Langen See 2011 - 13**. Der Limitationszustand des Phytoplanktons (phosphorlimitiert (P-Lim), stickstofflimitiert (N-Lim) oder keine Nährstofflimitation) leitet sich aus den Konzentrationen von DIP $>> 10 \mu\text{g L}^{-1}$ bzw. DIN $>> 100 \mu\text{g L}^{-1}$ (waagerechte Linien) und DIN/TP $>> 2,2$ ab (vgl. Kapitel 1.2.2).

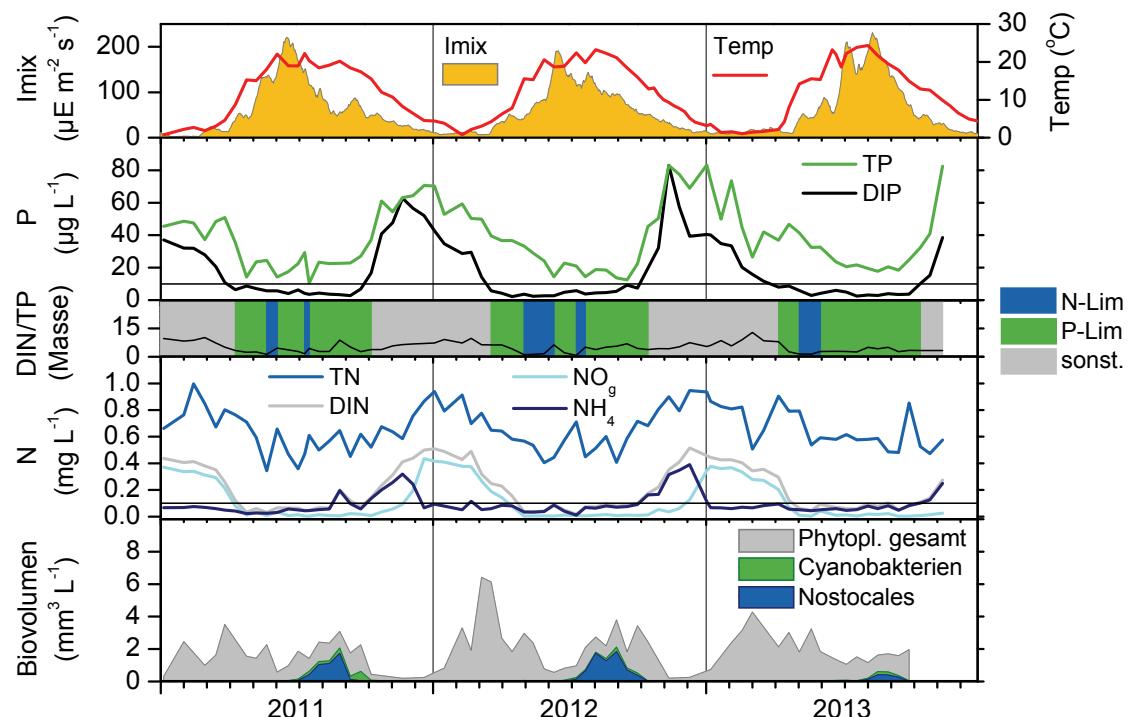


Abbildung 16 Wie Abbildung 15 für den **Scharmützelsee**.

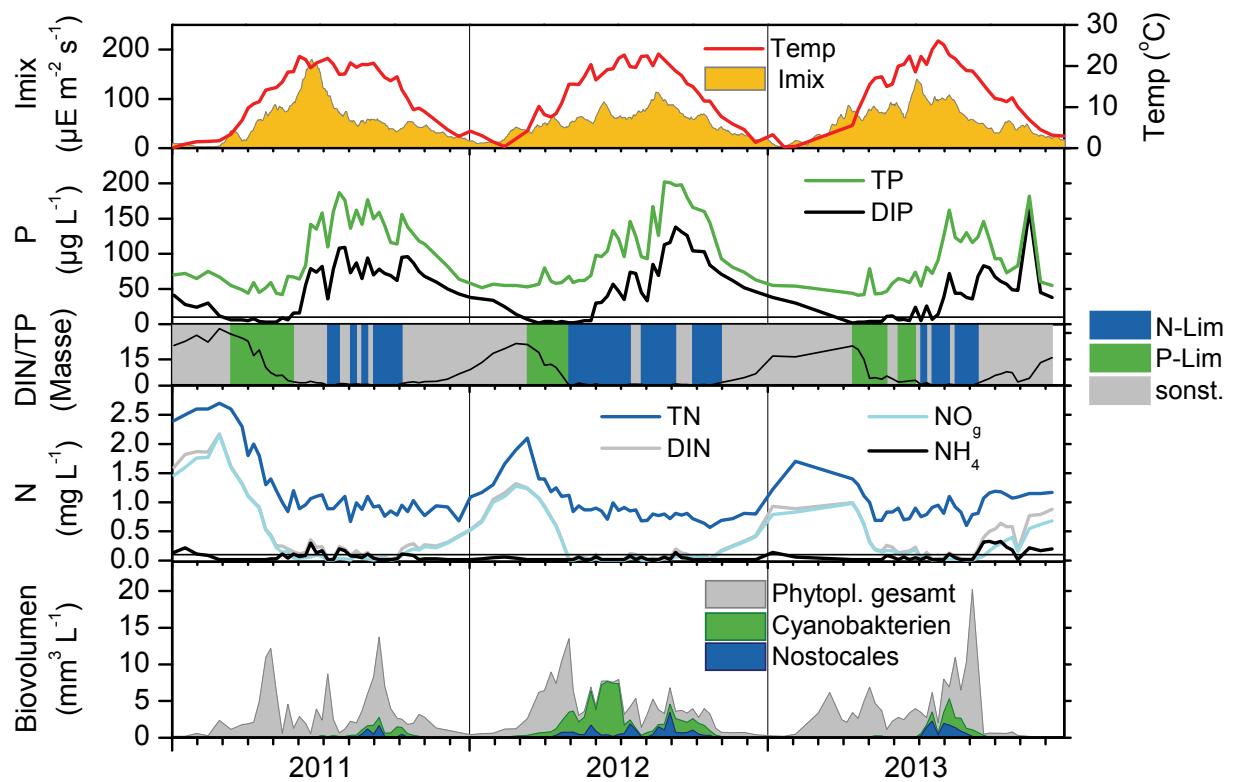


Abbildung 17 Wie Abbildung 15 für den Müggelsee.

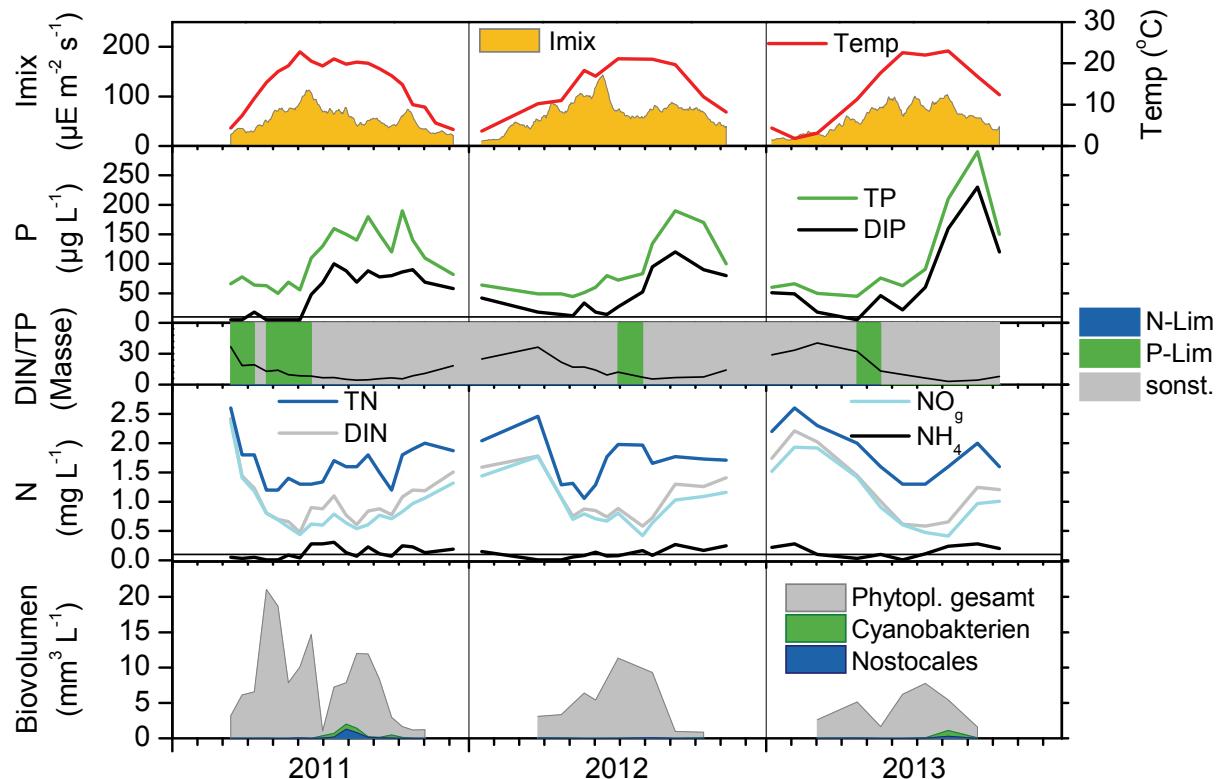


Abbildung 18 Wie Abbildung 15 für die Unterhavel. 2011 und 2012 Station Kälberwerder, 2013 Station Krughorn.

Literatur

- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. ISBN 3-88961-225-3, Kulturbuchverlag, Berlin, 74 S.
- Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe BTU Cottbus 5/2002, 15-24.
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & Nixdorf, B. (2013): Handbuch Phyto-See-Index. Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen. Entwurf vom 20.12.2013. <http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html?show=117#ankerartikel0>
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D. & Vogel, A. (2011): Handlungsanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayrisches Landesamt für Umwelt. http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/verfahrensanleitung/doc_verfahrensanleitung_seen.pdf
- Schulz, L. (2012): Ecological assessment of NITROLIMIT model waters according to EU Water Framework Directive using the bio-component macrophytes. BTU Cottbus, Bachelor-Arbeit.

Danksagung

Für die zuverlässige Durchführung von Probenahmen und Wasseranalysen danken wir dem technischen Personal des Lehrstuhls Gewässerschutz der BTU Cottbus, des IGB Berlin und des Landeslabors Berlin Brandenburg. Namentlich seien Ingo Henschke, Gudrun Lippert und Ute Abel (BTU) hervorgehoben. Für die Kooperation und Übermittlung von Haveldaten danken wir Camilla Beulker und Anja Hoffmann (LLBB) sowie Gertaut Kubiak (SenStadtUm). Die Phytoplanktonzählungen wurden von Annette Tworeck (LBH Hoehn, Freiburg; SCH, LAN), Helgard Täuscher (IGB; MUEG) und Anja Hoffmann (LLBB; UHV) durchgeführt. Globalstrahlungsdaten stellte das Meteorologische Observatorium des Deutschen Wetterdienstes in Lindenberg zur Verfügung. Die Bewertung der Biokomponente Makrophyten hat Laura Schulz erstellt.

1.2.2 Bioassays zur Nährstofflimitation des Phytoplanktons sowie zum N₂-Fixierungspotential von Cyanobakterien

Sebastian Kolzau, Claudia Wiedner, Andrew Dolman, Jacqueline Rücker (BTU-BS)

Hintergrund

Für die vier Modellgewässer wurde durch Bioassays geprüft, ob die Phytoplanktonbiomasse durch N, P oder Licht begrenzt wird. Bioassays sind Nährstoffzugabe-Experimente, die auf das Gesetz des Minimums von Justus Liebig (1855) zurückgehen. Sie basieren auf der Annahme, dass das Pflanzenwachstum nur durch den Faktor beschränkt wird, der im Verhältnis zum Bedarf am knappsten ist. Bewirkt beispielsweise die Zugabe von N zu einer Gewässerprobe eine Zunahme der Phytoplanktonbiomasse, dann geht man von N-Limitation des Phytoplanktonwachstums aus. Analog verhält es sich mit der Zugabe von P oder hier auch der Erhöhung der Lichtintensität. Im Vergleich zur statistischen Schätzung kann mit Bioassays konkret geprüft werden, welcher Faktor die Biomasse zu einem bestimmten Zeitpunkt limitiert. Allerdings sind Bioassays kosten- und zeitintensiv, weshalb sie nicht in Gewässermonitoringprogramme integriert werden können.

Ein weiterer Ansatz zur Ermittlung von Nährstofflimitationen basiert auf der chemischen Zusammensetzung der Biomasse. Von Redfield (1958) wurde erstmals gezeigt, dass die Elemente C (Kohlenstoff), N und P im Verhältnis 106:16:1 (molar) in der Phytoplanktonbiomasse vertreten sind. Wird der relative Anteil von N kleiner, dann geht man von N-Limitation aus, wird der relative Anteil von P kleiner von P-Limitation. Da die elementare Zusammensetzung der Biomasse schwierig zu bestimmen ist, wurde dieser Ansatz weiter vereinfacht, wobei man heute meist das Verhältnis von N:P in Gewässerproben (die neben Phytoplankton z.B. auch Detritus, Zooplankton und gelöste Nährstoffe enthalten) zur Indikation von N- bzw. P-Limitation heranzieht. Strittig ist jedoch, welche Indices (TN:TP, DIN:TP oder DIN:SRP) und Mengenverhältnisse jeweils am besten geeignet sind. Neuere Studien zeigen, dass dies zwischen Ökoregionen variiert und vom Untersuchungsmaßstab abhängt (Sterner 2008). Daher werden hier die Indices für die vier Modellgewässer analysiert und der geeignete Index sowie die beste Quote durch einen Abgleich mit den Ergebnissen der Bioassays ermittelt.

In dieser Studie wurden Bioassays zudem eingesetzt, um weiter aufzuklären, ob nach N-Reduktion der N-Mangel von Cyanobakterien durch N₂-Fixierung kompensiert werden kann. Eingehend muss betont werden, dass nur einige Untergruppen der Cyanobakterien tatsächlich in der Lage sind molekularen gasförmigen Stickstoff zu fixieren, z. B. in Seen hauptsächlich die Ordnung Nostocales (Howarth et al. 1988). Vertreter der Theorie, dass nur durch P-Reduktion eine Verbesserung der Gewässergüte erlangt werden kann, postulieren, dass N-Reduktion nicht zielführend ist, weil der Mangel an N durch N₂-Fixierung von Nostocales kompensiert werden kann (z.B. Schindler 2012; Vrede et al. 2009). Ungeklärt ist jedoch, wie schnell und in welchem Umfang die Biomasse von Nostocales in Folge von N-Mangel zunimmt. In vielen Studien geht man davon aus, dass Nostocales in dem Umfang zunehmen, in dem die N-Konzentration abnimmt. Dies ist jedoch nicht bewiesen. Ebenfalls ungeklärt ist, in wie weit die Populationen von Nostocales unter den jeweils gegebenen Verhältnissen, insbesondere der Phosphor- und Lichtverfügbarkeit, in der Lage sind molekularen Stickstoff zu fixieren.

Ziele

- Ermittlung der begrenzenden Faktoren (N,P, Licht) der Phytoplanktonbiomasse im Jahresverlauf in den vier Modellgewässern.

- Analyse des besten N:P Indices und Mengenverhältnisses zur Identifikation von N- bzw. P-Limitation.
- Weitere Aufklärung der Frage, in welchem Maße Nostocale Cyanobakterien eine Stickstoffreduktion durch Fixierung von atmosphärischem Stickstoff ausgleichen können.

Material und Methoden

Bioassays zur Prüfung von N,P oder Lichtlimitation des Phytoplanktons: Bioassays wurden für alle Modelgewässer, mit Ausnahme der Elbe, jeweils alle zwei Wochen in der Zeit von April bis September durchgeführt. Das Wasser für die Bioassays stammte aus der gleichen Mischprobe, wie für die Routineuntersuchungen der vier Modelgewässer.

Die Gewässermischprobe wurde in 150 ml Aliquots in 250 ml Erlenmeyerkolben für folgende Nährstoffzugabe-Ansätze unterteilt: +N (Konzentrationserhöhung um je $250 \mu\text{g N L}^{-1}$ NH_4^+ und NO_3^-), +P (Konzentrationserhöhung um $200 \mu\text{g P L}^{-1}$ PO_4^{3-}), +NP (gleiche Nährstoffzugabe wie in den einzelnen Ansätzen zusammen) und K (Kontrolle; keine Nährstoffzugabe). Alle Nährstoffzugabe-Ansätze wurden in drei Replikaten bei Lichtsättigung ($100 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ und } \text{s}^{-1}$) inkubiert. Um Licht-Limitation nachzuweisen, wurden die Ansätze K und +NP zusätzlich in drei Replikaten bei in situ Lichtintensität inkubiert (Abbildung 19). Nach 72 h Inkubation im Wachstumsschrank bei in situ Temperatur wurde überprüft, welcher Ansatz die größte Chlorophyll a-Zunahme zeigte. Chlorophyll a wurde mit einer Fluoreszenzsonde gemessen. Jedes Experiment wurde in verschiedene Limitationskategorien (nach Harpole et al. 2011) eingeteilt (Abbildungen 20 und 21).

Parallel zu jedem Experiment wurden in den Seen die Konzentration des gelösten anorganischen Phosphors (DIP) und Stickstoffs (DIN) und des gesamten Phosphors (TP) und Stickstoffs (TN) nach Standard Methoden (DEV 1960) und das Biovolumen des Phytoplanktons nach Utermöhl (1958) bestimmt. Imix, die durchschnittliche photosynthetisch aktive Strahlung in der durchmischten Schicht der Wassersäule wurde nach Wiedner et al. (2007) berechnet.

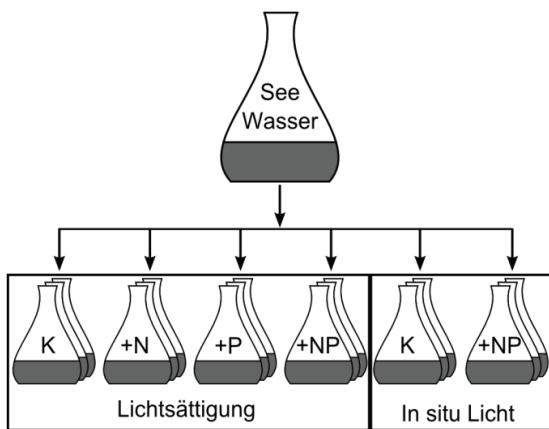


Abbildung 19 Experimentelles Design.

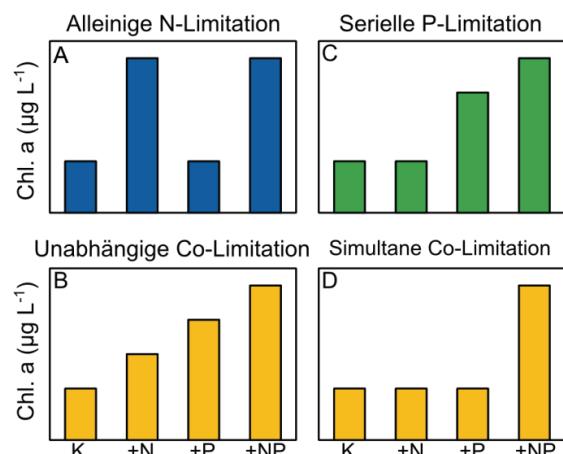


Abbildung 20 Nährstofflimitationskategorien (definiert von Harpole et al. 2011).

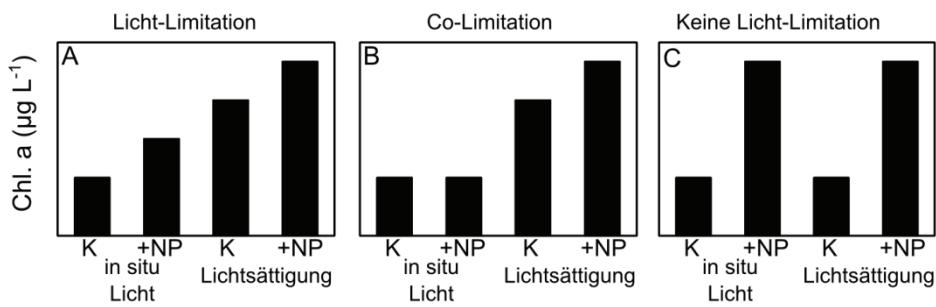


Abbildung 21 Lichtlimitationskategorien.

Ermittlung der N:P-Verhältnisse zur Identifizierung von N- bzw. P-Limitation:

Um zu testen welches N:P Verhältnis den limitierenden Nährstoff am besten vorhersagt, wurden zunächst aus den gemessenen Nährstoffkonzentrationen die TN:TP, DIN:TP und DIN:DIP Verhältnisse berechnet. Weiterhin wurde die relative Stärke der N und P-Limitation als response ratio (RR) folgendermaßen berechnet:

$$RR = \ln\left(\frac{R_p}{R_n}\right)$$

wobei R_p und R_n die jeweiligen Reaktionen auf die +P bzw. +N Nährstoffzugabe-Ansätze der Bioassays sind. Bei negativen und positiven Werten war N bzw. P der primär limitierende Nährstoff. Mittels linearer Regression wurde anschließend die RR aus den Bioassays mit den N:P-Verhältnissen DIN:TP, TN:TP und DIN:DIP verglichen. Bei dieser Analyse wurden nur Experimente verwendet, bei denen Nährstofflimitation beobachtet wurde. Zur Überprüfung der Güte der Vorhersage des limitierenden Nährstoffes ergab die lineare Regression ein Bestimmtheitsmaß (R^2) zwischen 0 und 1 (je größer desto besser die Vorhersage) und es wurde eine Missklassifikationsrate (MR) zwischen 0 und 1 (je kleiner desto besser die Vorhersage) bestimmt.

Ermittlung des N-Fixierungspotentials von Nostocales bei N-Mangel:

Es ist nicht möglich N für einen experimentellen Ansatz aus dem Wasser zu entfernen, wie es z.B. bei P durch Fällungsreaktionen möglich ist. Um zu testen, wie das Phytoplankton auf eine Reduktion der Stickstofffracht in ein Gewässer reagiert, wurde zunächst in einem Nährstoffzugabe-Ansatz der kontinuierliche Eintrag von N und P durch eine tägliche Zugabe von N und P zu der inkubierten Wasserprobe simuliert. Zur Simulation einer N-Reduktion wurde in weiteren Nährstoffzugabe-Ansätzen bei gleichbleibender P Zugabe die N Zugabe verringert, so dass das N:P Verhältnis der Zugabe zwischen den Nährstoffzugabe-Ansätzen einen Gradienten von 0 bis 10 aufwies (Abbildung 22). Außerdem wurden in einem weiteren Ansatz keine Nährstoffe zugegeben.

Für das Experiment wurde im August 2012 eine Mischprobe aus dem Langen See entnommen, in 5 L Polyethylen (PE) Säcke aliquotiert und in einem kleinen Experimentalsee für sieben Tage in einer Tiefe mit einer durchschnittlichen Lichtintensität von $100 \mu\text{mol} \text{ Photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ inkubiert. Im Verlauf des Experimentes wurden an mehreren Tagen Proben aus den Säcken zur Bestimmung des Phytoplankton Biovolumens und der Stickstofffixierung genommen (Tabelle 7). Das Biovolumen wurde nach der Methode von Utermöhl (1958) bestimmt. Zur Bestimmung der Stickstofffixierung wurden Wasserproben in Polykarbonatflaschen blasenfrei abgefüllt und anschließend mit $^{15}\text{N}_2$ -Gas versetzt und 24 h in gleicher Tiefe, wie die PE Säcke, im Experimentalteich inkubiert. Anschließend wurde das Organische Material auf Glasfaserfilter filtriert und bei 60°C getrocknet. Die Filter wurden in einem mit einem Elementaranalysator gekoppelten Isotopen-Verhältnis-Massenspektrometer analysiert

und die Fixierungsrate wurde aus dem Verhältnis der $^{15}\text{N}_2$ und $^{14}\text{N}_2$ Isotope nach Montoya et al. (1996) berechnet. Die Messungen erfolgten in Kooperation mit Dr. Maren Voss am Leibniz Institut für Ostseeforschung Warnemünde.

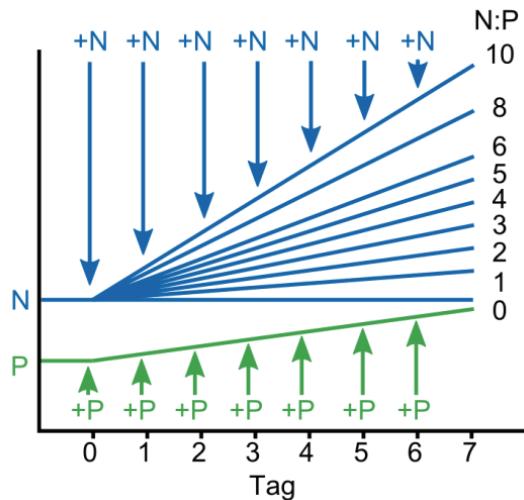


Abbildung 22 Experimentelles Design zur Bestimmung des Kompensationspotentials von Nostocales. Simulation der Stickstoffreduktion durch Gradient des N:P Verhältnisses der täglichen Nährstoffzugabe.

Tabelle 7 Zeitlicher Ablauf des Experiments.

Tag	Start	1	2	3	4	5	6	7
Nährstoffzugabe	x	x		x	x	x	x	
Nosto. Biovolumen	x			x			x	
Gesamt Biovolumen	x						x	
Inkubation für N_2 -Fix.		x	x		x	x	x	x

Ergebnisse

Bioassays zur Prüfung von N,P oder Lichtlimitation des Phytoplankton:

Der saisonale Verlauf der Limitation ist in Abbildung 23 dargestellt. Das Phytoplankton im Scharmützelsee war überwiegend P-limitiert. Im Langen See und Müggelsee fand ein Übergang von P zu N-Limitation und in der Unteren Havel von P- zu Licht-Limitation statt. P- und N-Limitation traten nur dann auf, wenn die Konzentration des DIP bzw. des DIN $10 \mu\text{g P L}^{-1}$ bzw. $100 \mu\text{g N L}^{-1}$ unterschritten (Abbildung 24 A-D und 7 A-D). Lichtlimitation wurde nur bei gleichzeitig hohen Konzentrationen der gelösten Nährstoffe und niedrigem I_{mix} beobachtet (Abbildung 24 E, F und 7 E, F). Das Nostocale Biovolumen in den Seen war während Phasen der N-Limitation am höchsten (Abbildung 24 G, H und 7 G, H).

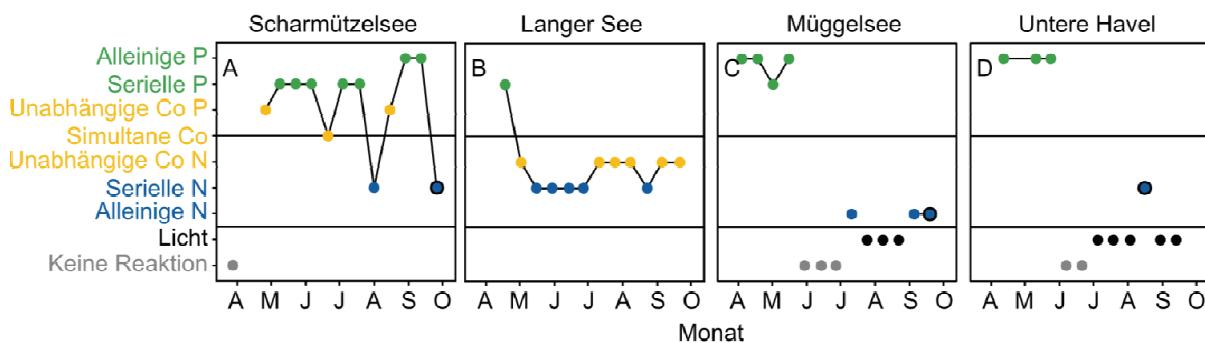


Abbildung 23 Saisonales Muster der Limitation 2011 in den vier Modellgewässern. Co-Limitation zwischen Licht und Nährstoffen sind mit einem schwarzen Kreis um den farbigen Punkt markiert.

Ermittlung der N:P-Verhältnisse zur Identifizierung von N- bzw. P-Limitation:

Der Zusammenhang zwischen den DIN:DIP, TN:TP und DIN:TP Verhältnissen und der response ratio (RR) ist in Abbildung 26 dargestellt. Alle drei getesteten N:P Verhältnisse zeigen einen signifikanten Zusammenhang mit RR, so dass hohe N:P Verhältnisse mit P und niedrige N:P Verhältnisse mit N-

Limitation assoziiert sind. Negative und positive Werte von RR zeigen N bzw. P als primär limitierenden Nährstoff an. Die Position, bei der bei jedem N:P Verhältnis die lineare Regression die horizontale Linie bei $RR = 0$ kreuzt gibt den Wert an, bei dem die Vorhersage einen Übergang von N- zu P-Limitation anzeigt. Diese Punkte liegen bei 17; 18,5 und 2,6 für die DIN:DIP, TN:TP bzw. DIN:TP Verhältnisse und sind durch eine vertikale schwarze Linie markiert. Der limitierende Nährstoff wird bei den Experimenten im linken oberen und im rechten unteren Quadranten falsch vorhergesagt. Die Anzahl der falschen Vorhersagen ist mit dem DIN:SRP Verhältnis deutlich höher als bei den DIN:TP und TN:TP Verhältnissen, was sich durch die niedrigere Missklassifikationsrate wiederspiegelt.

Ermittlung des N-Fixierungspotentials von Nostocales bei N-Mangel:

Bei dem Experiment zur Bestimmung des Kompensationspotentials von Nostocales nahm das Gesamtbiovolumen mit Verringerung des N:P Verhältnisses ab, während das Biovolumen der Nostocales (überwiegend Aphanizomenon gracile) in etwa konstant blieb (Abbildung 27a). Das führte zu einem Anstieg des relativen Anteils der Nostocales am Gesamtbiovolumen (Abbildung 27b). Die Stickstofffixierung pro Nostocalem Biovolumen war am dritten Tag höher als am sechsten. An beiden Tagen stieg die Fixierungsrate aber mit Verringerung des N:P Verhältnisses an und die Steigung war an beiden Tagen gleich (Abbildung 27c). Anstelle des N:P Verhältnisses der täglichen Nährstoffzugabe, kann auf der X-Achse auch die Menge an täglich zugegebenem Stickstoff dargestellt werden. Wenn nun die absolute Stickstofffixierung darüber aufgetragen wird (Abbildung 27d), zeigt die Steigung der Regression an, um wie viel $\mu\text{g N L}^{-1}\text{d}^{-1}$ die Stickstofffixierung zugenommen hat, wenn die Menge des täglich zugegebenen Stickstoffes um ein μg verringert wurde. Die Nostocales kompensierte also eine Reduktion des Stickstoffes am dritten Tag um 15 % und am sechsten Tag um 35 %. Direkt zu Beginn des Experimentes (Tag 0) hatten die unterschiedlichen Nährstoffzugaben noch keinen Einfluss auf die Stickstofffixierung.

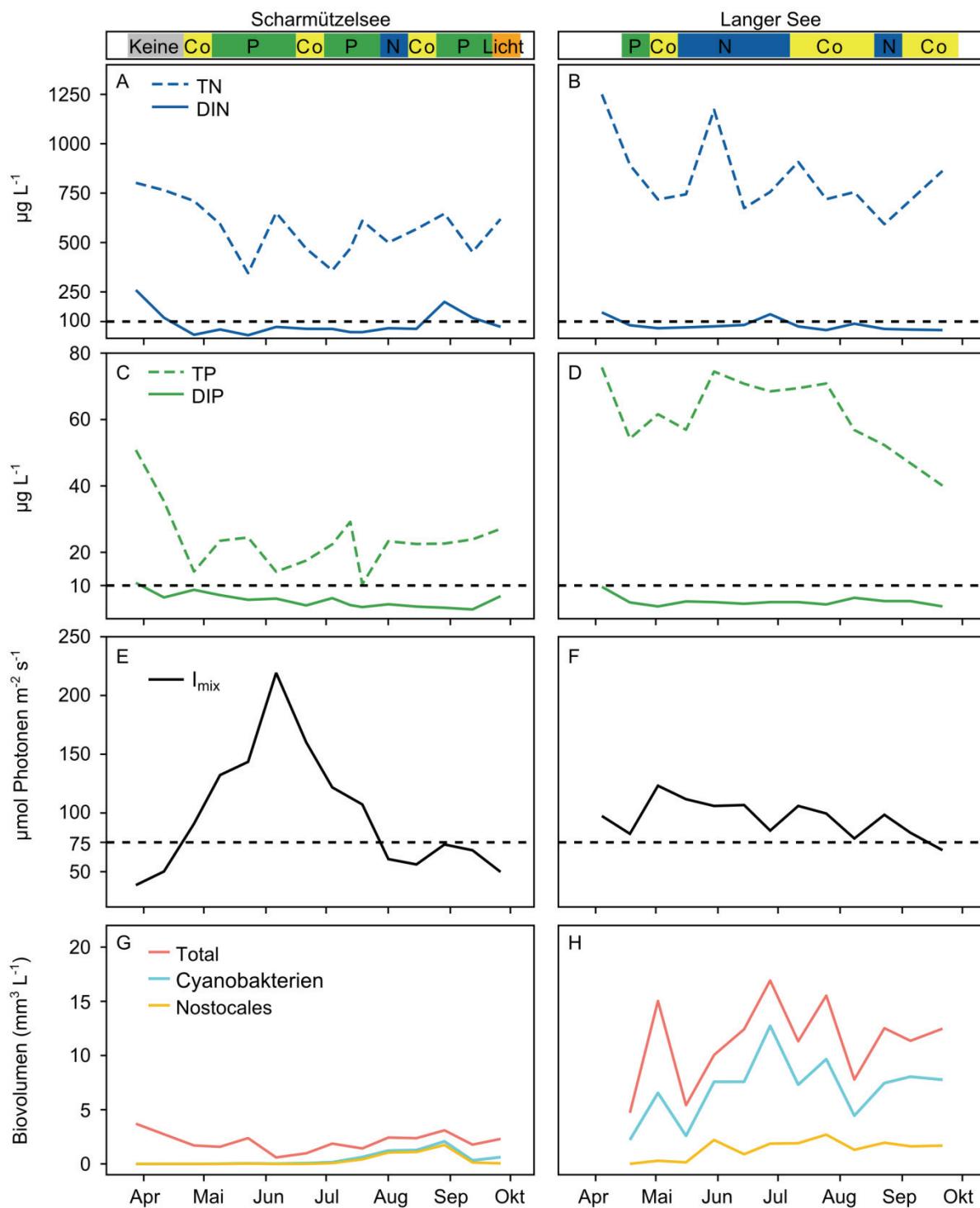


Abbildung 24 Saisonales Muster der Nährstoffkonzentrationen der durchschnittlichen Lichtintensität integriert über die Durchmischungstiefe (I_{mix}) und des Phytoplanktbiovolumen im Scharmützelsee und Langen See 2011. In dem farbigen Balken über den Graphen ist der, durch Bioassays bestimmte, limitierende Faktor dargestellt. A-D) TN, DIN, TP und SRP; die horizontale Linie markiert die DIN bzw. SRP Konzentration unterhalb derer nach Maberly et al. (2002) N- bzw. P-Limitation möglich ist. E und F) I_{mix} ; die horizontale Linie markiert die Lichtintensität unterhalb der in den Bioassays ein in situ Licht Ansatz durchgeführt wurde. G und H) Phytoplankton Biovolumen bestimmt nach Utermöhl (1958).

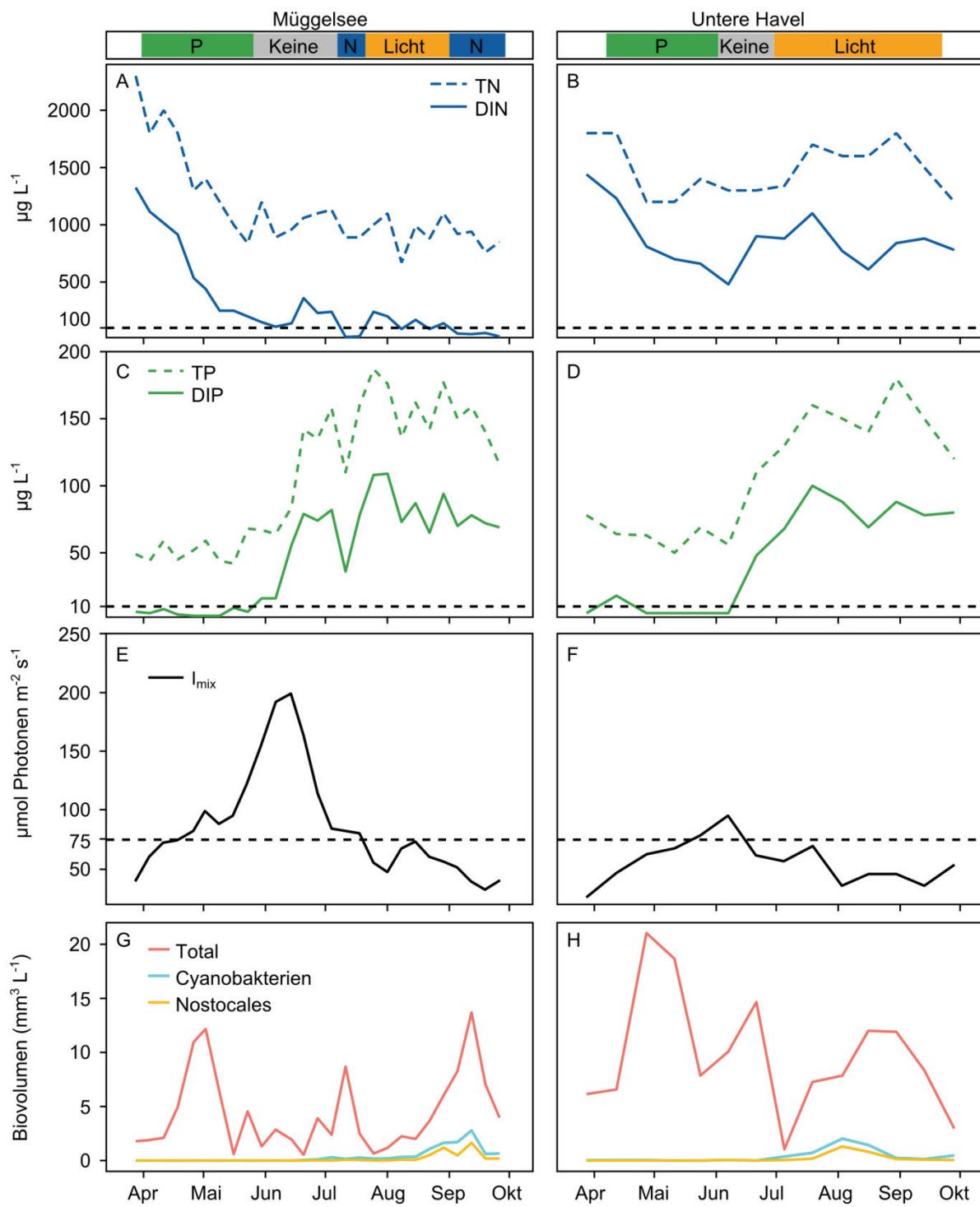


Abbildung 25 Saisonales Muster der Nährstoffkonzentrationen der durchschnittlichen Lichtintensität integriert über die Durchmischungstiefe (I_{mix}) und des Phytoplanktbiolumens im Müggelsee und der Unteren Havel 2011. Für Details siehe Abbildung 24.

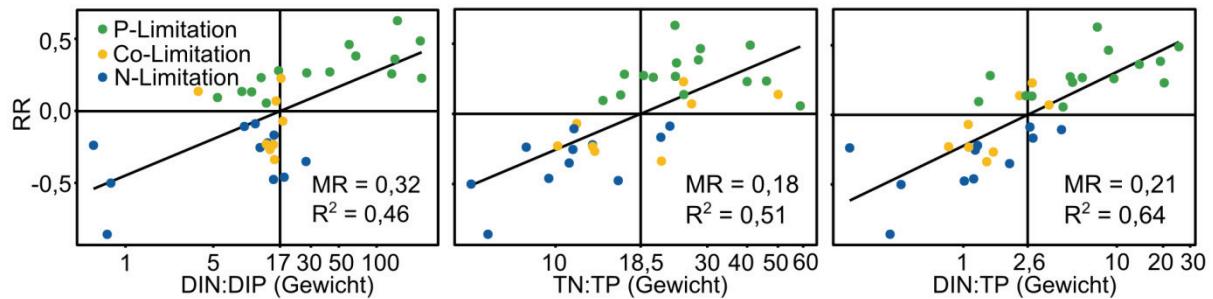


Abbildung 26 Zusammenhang zwischen dem DIN:SRP, TN:TP und DIN:TP Verhältnis und der in den Bioassays beobachteten Response Ratio (RR). Ein positiver Wert von RR zeigt P-Limitation und ein negativer Wert N-Limitation an. MR: Missklassifikationsrate, R^2 : Bestimmtheitsmaß der Regression. Experimente, die keine Nährstofflimitation ergaben wurden bei dieser Analyse ausgeschlossen.

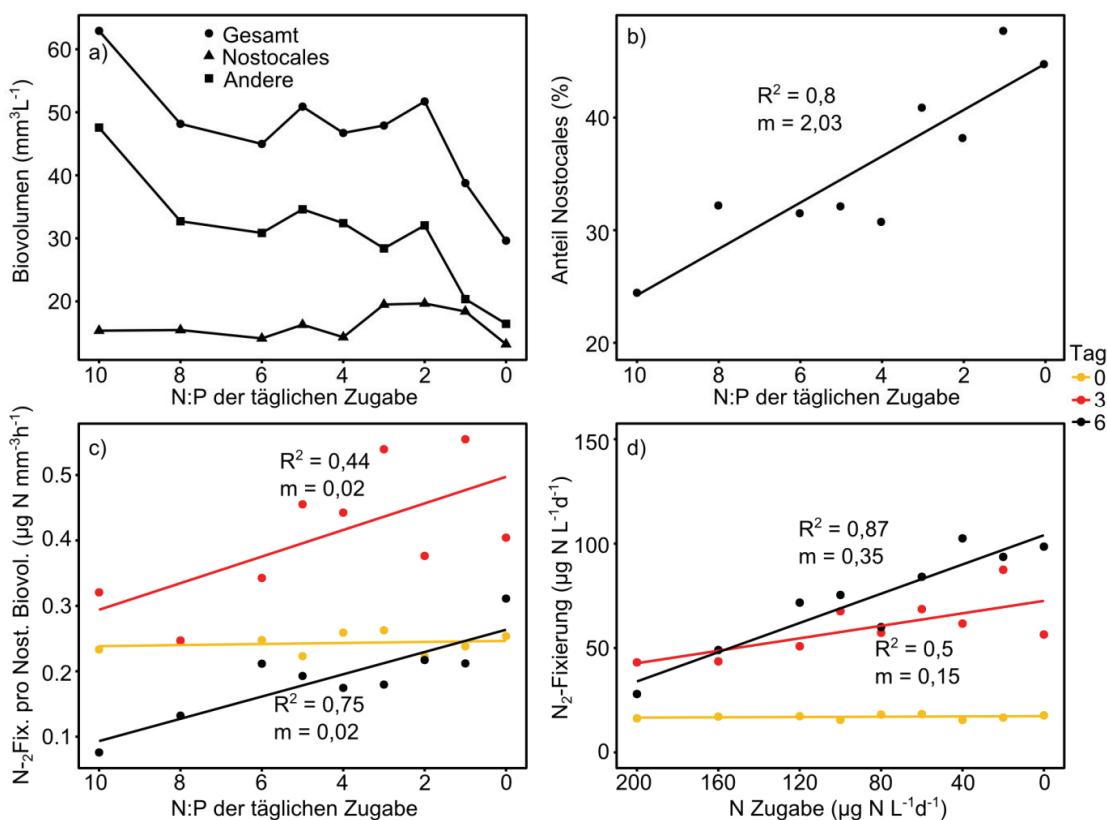


Abbildung 27 a) Zusammenhang des Biovolumens mit dem N:P Verhältnis der täglichen Zugabe, b) Zusammenhang des Anteil des Nostocales am Biovolumen mit dem N:P Verhältnis der täglichen Zugabe und c) Zusammenhang des N_2 -Fixierung pro Nostocalem Biovolumen mit dem N:P Verhältnis der täglichen Zugabe. d) Absolute N_2 -Fixierung in Abhängigkeit der täglich zugegebenen Stickstoffmenge. R^2 : Bestimmtheitsmaß der Regression, m: Steigung der Regression.

Diskussion

Bioassays zur Prüfung von N,P oder Lichtlimitation des Phytoplankton:

Die Bioassays zeigten, dass das saisonale Muster der Limitation zwischen den Seen variiert. Der tief geschichtete Scharmützelsee war überwiegend P limitiert, während die drei flachen polymiktischen Seen einen saisonalen Wechsel von P-Limitation im Frühling zu N- und Licht- Limitation später im Jahr

zeigten. Der Wechsel von N- zu P-Limitation in den flachen Seen wurde begleitet von einer Reduktion des N:P Verhältnisses. Moss et al. (2012) beschreiben den Wechsel von N- zu P-Limitation als generelles Muster in Seen. Der Grund für den Anstieg der TP und DIP Konzentrationen im Sommer lag wahrscheinlich in der P Rücklösung aus dem Sediment, einer wichtigen interne P Quelle (Kapitel von Björn). Der Rückgang der TN und DIN Konzentrationen im Frühling beruhte wahrscheinlich auf Denitrifikation, die eine bedeutende Senke von N in Seen darstellt (Lijklema 1994). Im tiefen geschichteten Scharmützelsee wurde kein saisonaler Wechsel der Limitation beobachtet, da durch die Schichtung das Epilimnion von Einflüssen, wie der Rücklösung von P aus dem Sediment, isoliert wird. Die beobachtete P-Limitation im tiefen geschichteten See und der Wechsel von P zu N-Limitation in den flachen Seen bestätigen die Ergebnisse der statistischen Analysen (siehe Andrew).

Ermittlung der N:P-Verhältnisse zur Identifizierung von N- bzw. P-Limitation:

Die DIN:TP und TN:TP Verhältnisse sagen den Nährstofflimitationszustand am besten vorher, während das DIN:DIP Verhältnis die Limitation schlecht vorhersagt. Diese Ergebnisse bestätigen die Beobachtungen von Bergström (2010) und Morris und Lewis (1988), bei denen die Vorhersage aus dem DIN:TP Verhältnis am besten war. Die hier gefundenen Raten der DIN:TP und TN:TP (2.6 bzw. 18.5), bei denen das Phytoplankton von N- zu P-Limitation wechselt sind zwar in der gleichen Größenordnung wie die Literaturwerte, die in anderen Ökoregionen beobachtet wurden (Tabelle 8), es zeigen sich aber deutliche Unterschiede zwischen den Regionen. Daher ist es wichtig diese Raten für verschiedene Ökoregionen separat zu bestimmen.

Tabelle 8 Werte der DIN:TP und TN:TP Verhältnisse, aus dieser Studie und aus der Literatur, die N- und P-Limitation vorhersagen

System	TN:TP		DIN:TP		*Notes	Referenz
	N	P	N	P		
Deutsche Tieflandseen	<18,5	>18,5	<2,6	>2,6		Diese Studie
Amerikanische Gebirgsseen	<15	>25	<0,5	>4	a	(Morris & Lewis 1988)
Verschiedene Seen und Amerikanische + Schwedische Gebirgsseen	<9	>22,6	-	-	b	(Guildford & Hecky 2000)
Ostsee	<20,4	>24,9	<2	>5	c	(Bergström 2010)

* a) Raten wurden aus Abbildung 20 von Morris und Lewis (1988) entnommen. b) Gewichtsverhältnisse wurden aus den von Guildford and Hecky (2000) angegebenen molaren Verhältnissen berechnet c) Raten wurden aus Abbildung 23 in Ptacnik et al. (2010) entnommen.

Ermittlung des N-Fixierungspotentials von Nostocales bei N-Mangel:

Das Experiment hat gezeigt, dass eine Verringerung des N:P Verhältnisses zu einer Verringerung des Gesamtbiovolumens führt, das Biovolumen von Nostocales aber konstant bleibt, was zu einem Anstieg des relativen Biovolumens von Nostocales führt. Diese Ergebnisse stehen im Gegensatz zu der Untersuchung von Vrede et al. (2009) in der neben einem relativen auch ein absoluter Anstieg des Nostocales Biovolumens beobachtet wurde. In diesem Experiment stieg mit Reduktion der N Zugabe die Stickstofffixierung sowohl absolut als auch pro Biovolumen der Nostocales. Ein Anstieg der Stickstofffixierung wurde auch von Schindler (2012) bei der Manipulation eines Sees in Kanada und von Piehler et al. (2002) bei Mesokosmos Experimenten mit Wasser aus dem Neuse River beobachtet. Während Schindler (2012) daraus schließt, dass eine Stickstoffreduktion kompensiert wird, machte der fixierte Stickstoff im Neuse River trotz gestiegener Fixierung nur einen kleinen Anteil der gesamten Stickstofffracht aus (Piehler et al. 2002). In dieser Studie wurde die Verringerung des Stickstoffes zu 15 % am dritten Tag und zu 35 % am sechsten Tag kompensiert. Es muss allerdings beachtet werden, dass die Kompensationsleistung im Verlauf des Experiments anstieg. Außerdem wurde in die-

sem Experiment die Gemeinschaft der Nostocales von *Aphanizomenon gracile* dominiert und es ist bekannt, dass die Rate der Stickstofffixierung zwischen unterschiedlichen Spezies variiert (Bradburn et al. 2012). Die Stickstofffixierung ist weiterhin stark licht- und phosphorabhängig. Somit wäre es wichtig, ähnliche Experimente mit einer verlängerten Laufzeit und in verschiedenen Gewässern, mit anderen Phytoplanktongemeinschaft, anderen Lichtverhältnissen oder Phosphorkonzentrationen zu wiederholen.

Literatur

- Bergström, A.-K. (2010): The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. *Aquatic Sciences*, 72: 277-281.
- Bradburn, M. J., Lewis, W. M. & McCutchan, J. H. (2012): Comparative adaptations of *Aphanizomenon* and *Anabaena* for nitrogen fixation under weak irradiance. *Freshwater Biology*, 57: 1042-1049.
- DEV (1960): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. Wiley-VCH Verlag GmbH, Weinheim.
- Guildford, S. & Hecky, R. (2000): Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*, 45: 1213-1223.
- Harpole, W. S., Ngai, J. T., Cleland, E. E., Seabloom, E. W., Borer, E. T., Bracken, M. E. S., Elser, J. J., Gruner, D. S., Hillebrand, H., Shurin, J. B. & Smith, J. E. (2011): Nutrient co-limitation of primary producer communities. *Ecology Letters Online*, 14: 852-862.
- Howarth, R. W., Marino, R., Lane, J. & Cole, J. J. (1988): Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance. *Limnology and Oceanography*, 33: 669-687.
- Liebig, J. von (1855): Principles of agricultural chemistry with special reference to the late researches made in England: By Justus von Liebig. (Ed. by William Gregory). Walton & Maberly, London.
- Lijklema, L. (1994): Nutrient dynamics in shallow lakes: effects of changes in loading and role of sediment-water interactions. *Hydrobiologia*, 275 - 276: 335-348.
- Maberly, S. C., King, L., Dent, M. M., Jones, R. I. & Gibson, C. E. (2002): Nutrient limitation of phytoplankton and periphyton growth in upland lakes. *Freshwater Biology*, 47: 2136-2152.
- Montoya, J. P., Voss, M., Kahler, P. & Capone, D. G. (1996): A simple, high-precision, high-sensitivity tracer assay for N (inf^2) fixation. *Applied and Environmental Microbiology*, 62: 986-993.
- Morris, D. P. & Lewis, W. M. (1988): Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. *Freshwater Biology*, 20: 315-327.
- Moss, B., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L. & Liu, Z. (2012): Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? *Hydrobiologia*, 710: 3-21.
- Piehler, M. F., Dyble, J., Moisander, P. H., Pinckney, J. L. & Paerl, H. W. (2002): Effects of modified nutrient concentrations and ratios on the structure and function of the native phytoplankton community in the Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Aquatic Ecology*, 36: 371-385.
- Ptacnik, R., Andersen, T. & Tamminen, T. (2010): Performance of the Redfield Ratio and a family of nutrient limitation indicators as thresholds for phytoplankton N vs. P limitation. *Ecosystems*, 13: 1201-1214.
- Schindler, D. W. (2012): The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279: 4322-4333.
- Sterner, R. W. (2008): On the phosphorus limitation paradigm for lakes. *International Review of Hydrobiology*, 93: 433-445.
- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 9: 1-38.
- Vrede, T., Ballantyne, A., Mille-Lindblom, C., Algesten, G., Gudasz, C., Lindahl, S. & Brunberg, A. K. (2009): Effects of N: P loading ratios on phytoplankton community composition, primary production and N fixation in a eutrophic lake. *Freshwater Biology*, 54: 331-344.
- Wiedner, C., Rücker, J., Brüggemann, R. & Nixdorf, B. (2007): Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia*, 152: 473-484.

1.2.3 Die Bedeutung von gelöstem organischen Stickstoff für Phytoplankton

Dorothea Fiedler, Maria Badrian, Jan Köhler (IGB)

In der Vergangenheit lag der Fokus bei Stickstoff-Betrachtungen weitestgehend auf gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN = Nitrat + Nitrit + Ammonium), da man lange Zeit davon ausging, dass es sich bei gelöstem organischen Stickstoff (DON) um refraktäre Komponenten handelt. Diese Annahmen finden sich z.B. in der Berechnung der Carrying Capacity und des C/N-Verhältnisses in Gewässern wieder (Weithoff 1998) und können somit zu falschen Schlussfolgerungen hinsichtlich Limitationszustand und daraus abgeleiteten N-Zielkonzentrationen führen.

Versuche überwiegend im marinen Bereich zeigen jedoch, dass DON zumindest teilweise durch Phytoplankton genutzt werden kann (z.B. Bronk et al. 2007, McCarthy 1972). Dies bezieht sich vor allem auf DON-Bestandteile mit einem geringen Molekulargewicht wie Harnstoff oder freie gelöste Aminosäuren (DFAA) (u.a. Antia et al. 1980, Berg et al. 2001, 2003, Berman und Chava 1999, Neilson und Larsson 1980, Wheeler et al. 1974). Obwohl höhermolekulare DON-Bestandteile, z.B. Huminstoffe, den Hauptanteil von DON ausmachen, ist deren Verfügbarkeit nach wie vor umstritten. Auch das Ausmaß der DON-Nutzung durch Phytoplankton ist immer noch unklar. Die verfügbaren Informationen zu DON beziehen sich zudem zum Großteil auf marine Bereiche. Aufgrund unterschiedlicher Nährstoffverhältnisse in marinen und limnischen Systemen ist eine unterschiedliche Bedeutung von DON für marines und limnisches Phytoplankton naheliegend. Mit Ausnahme der Mündungsgebiete liegen in marinen Gewässern sehr geringe anorganische Stickstoffkonzentrationen vor, sodass DON hier eine wichtigere Funktion als Stickstofflieferant spielen könnte als in Binnengewässern. Es wird jedoch mittlerweile erwogen, ob DON eine Rolle bei der Eutrophierung von limnischen Gewässern spielen könnte (Berman et al. 2003), da die Konzentration von DON auch in Seen und Flüssen die von DIN z.T. übersteigt (Seitzinger et al. 1997).

Das Ziel dieses Projektteiles von NITROLIMIT war es, die Konzentration und Zusammensetzung sowie die saisonale Entwicklung von DON in den verschiedenen Modellseen zu ermitteln. Anhand dieser Informationen wurde anschließend die Verfügbarkeit und der Einfluss der wesentlichen DON-Komponenten auf einzelne Phytoplanktonarten sowie Phytoplanktongemeinschaften untersucht. Zusätzlich wurden für potentielle Eintragspfade für DON (Moor, Kläranlagen) erste Betrachtungen durchgeführt.

Methoden

Gewässeranalyse

Die Probenahme für den Müggelsee erfolgte wöchentlich bzw. in den Wintermonaten 14-tägig von 2011 bis 2013, für Scharmützelsee und Langer See 14-tägig sowie für die Unterhavel monatlich in 2011 und 2012. Mittels LC-OCD-OND war eine Auftrennung vor allem der höhermolekularen DON-Bestandteile möglich. Neben Aussagen über deren Konzentration konnten auch Informationen über die Aromatizität gewonnen werden. Die Harnstoffkonzentration wurde photometrisch bestimmt.

Bioassays

Die Bioassays mit Phytoplanktongemeinschaften wurden für den Müggelsee einmal monatlich von August bis Oktober 2012 sowie von April bis Oktober 2013 durchgeführt. Für die Bioassays wurden, in Verbindung mit der Routineuntersuchung, 400 L Wasser gefiltert, um die Algen aufzukonzentrieren. Diese wurden dann in 40 L Müggelseewasser (Mischprobe) aufgenommen und das enthaltene Zooplankton durch Stickstoffbegasung größtenteils abgetötet. Jeweils 2 L der Proben

wurden in Erlenmeyerkolben angesetzt. Hierbei dienten drei Ansätze als Kontrolle, bei den anderen Ansätzen erfolgte die Zugabe verschiedener ^{15}N -markierter Stickstoffkomponenten (NO_3^- , Harnstoff, freie Aminosäuren (DFAA), gebundene Aminosäuren (DCAA) oder von Huminstoffen (HS). Die Inkubation erfolgte in einer Klimakammer bei 16°C und einer Lichtintensität von 100-150 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Nach 6, 24 und 72 Stunden wurden Proben für die Messung der Isotopenverhältnisse entnommen und mittels Dichtegradientenzentrifugation in Diatomeen, Cyanobakterien und Grünalgen fraktioniert. In regelmäßigen Abständen erfolgten die Ermittlung des Algenwachstums mittels PhytoPam sowie zu Beginn und Ende des Versuches eine Pigment-Messung durch HPLC.

Parallel zu den Müggelsee-Bioassays wurden Versuche mit Algenkulturen durchgeführt, um die DON-Nutzung unabhängig von anderen Faktoren, wie Konkurrenz oder DIN-Gehalt, zu untersuchen. N-freiem Medium wurden die jeweiligen DON-Komponenten in verschiedenen Konzentrationen zugesetzt. Die Inkubation erfolgte unter den gleichen Bedingungen wie bei den Müggelsee-Bioassays. Das Wachstum der Kulturen wurde mit Hilfe des PhytoPAMs ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Gewässeranalyse

In Abbildung 28 wird die Konzentration verschiedener DON-Komponenten sowie von Nitrat und Ammonium in den unterschiedlichen Modellgewässern und zu verschiedenen Jahreszeiten ersichtlich. Mit Ausnahme der Unterhavel liegen die Konzentrationen von DON in den Modellgewässern während eines Großteils des Jahres über den Konzentrationen von DIN. Während nach der Frühjahrsblüte in den Seen eine starke Abnahme von Nitrat und Ammonium zu verzeichnen ist, bleibt die DIN-Konzentration in der Unterhavel über das gesamte Jahr sehr hoch. Die Gesamt-DON-Konzentration schwankt in den Gewässern zwischen 0,4 und 0,6 mg N L $^{-1}$ und scheint unabhängig zu sein von der Menge an Nitrat und Ammonium. Die Huminstoffe machen mit 60-80 % den größten Teil an DON aus. Vor allem ihre Verfügbarkeit für das Phytoplankton steht u.a. aufgrund ihrer Komplexität nach wie vor zur Diskussion. Neben den Huminstoffen sind auch die Biopolymere sehr hochmolekulare und daher sehr wahrscheinlich refraktäre Bestandteile des DON. Die Nutzung von Harnstoff als Stickstoffquelle durch Phytoplankton ist mittlerweile anerkannt, z.T. wird sogar von einer bevorzugten Nutzung im Vergleich zu Nitrat berichtet (z.B. McCarthy 1972, McCarthy et al. 1982, Berg et al. 2002, Lomas 2004). Im Sommer stellt Harnstoff in Scharmützelsee und Langer See die größte verfügbare Stickstoffquelle dar (Abbildung 28 und Tabelle 9).

Tabelle 9 Prozentualer Anteil von Nitrat, Ammonium und Harnstoff an verfügbarem Stickstoff ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+ + \text{Harnstoff} = 100\%$) in Frühling und Sommer (MUEG = Müggelsee, SCH = Scharmützelsee, LAN = Langer See, UHV = Unterhavel).

Frühling	MUEG	SCH	LAN	UHV
Harnstoff	5.61	28.57	25.40	4.67
NO_3^-	91.82	57.72	61.28	92.20
NH_4^+	2.57	13.71	13.32	3.14
Sommer	MUEG	SCH	LAN	UHV
Harnstoff	30.12	77.52	72.59	4.52
NO_3^-	22.79	5.90	6.03	78.55
NH_4^+	47.09	16.57	21.38	16.93

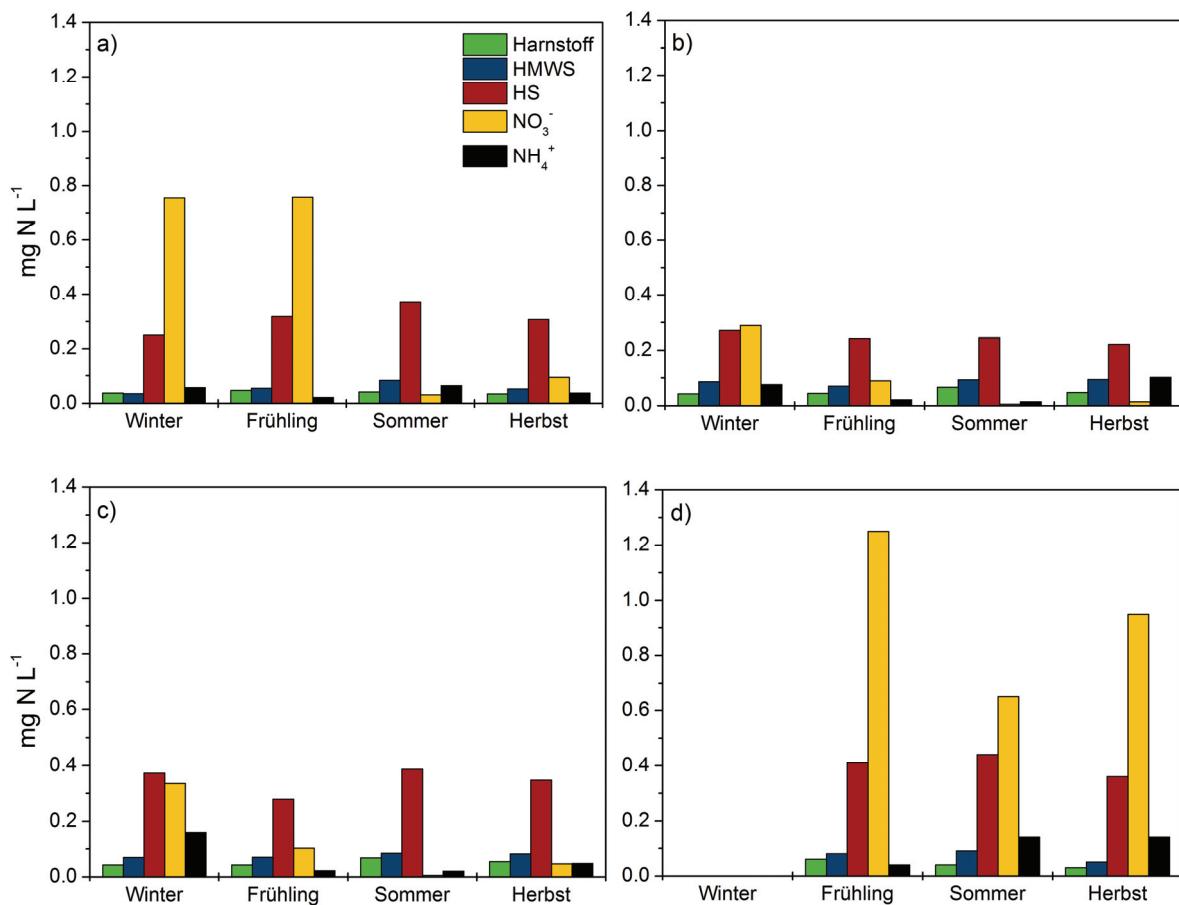


Abbildung 28 Konzentration von Harnstoff, Biopolymeren (HMWS), Huminstoffen (HS) sowie Nitrat und Ammonium in a) Müggelsee, b) Scharmützelsee, c) Langer See und d) Unterhavel zu verschiedenen Jahreszeiten (Winter = Dez.-Feb., Frühling = März-Mai, Sommer = Juni-Aug., Herbst = Sept.-Nov.). Die Werte wurden über den Probenahmezeitraum gemittelt. Für die Unterhavel wurden die Meßwerte der drei Probenahmestellen gemittelt.

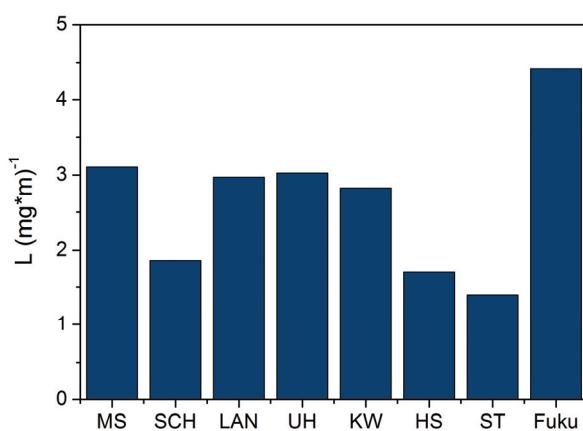


Abbildung 29 SUVA (spezifische UV-Absorption) der Huminstoffe in den verschiedenen Gewässern (MUEG = Müggelsee, SCH = Scharmützelsee, LAN = Langer See, UHV = Unterhavel, KW = Klärwerk, HS = Heinersdorfer See, ST = Stechlinsee, Fuku = Fuchskuhle).

Die SUVA, also die spezifische UV-Absorption des Huminstoffpeaks wird mit Hilfe der LC-OCD-OND ermittelt und ist ein Maß für die Aromatizität eines Huminstoffes (Abbildung 29). Die Aromatizität korreliert mit dem Molekulargewicht und könnte ein Hinweis auf Komplexität, Alter und damit Ver-

fügbarkeit von Huminstoffen sein. Bei der Fuchskuhle, einem stark moorbeeinflussten See, ist der Wert mit $4,42 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$ am größten. Aufkonzentrierte Huminstoffe von der Fuchskuhle wurden auch für die Bioassays verwendet. Scharmützelsee, Stechlinsee und der landwirtschaftlich beeinflusste Heinersdorfer See weisen dagegen einen geringeren SUVA-Wert auf, die Huminstoffe sind also vermutlich weniger komplex, frischer und besser verwertbar. Saisonale Veränderungen der SUVA in den Gewässern waren nicht festzustellen.

See et al. (2006) berichten davon, dass im Labor erzeugte Huminstoffe von marinem Phytoplankton genutzt werden konnten, allerdings in Abhängigkeit vom Alter der Huminstoffe. Je stärker gealtert die Huminstoffe waren, desto schlechter war ihre Verfügbarkeit für die Algen. Auch wenn im Labor erzeugte Huminstoffe sich stark von natürlichen unterscheiden, gibt dies einen guten Hinweis darauf, dass Komplexität, Alter und demzufolge auch das Einzugsgebiet die Verfügbarkeit der Huminstoffe bestimmen können. In den folgenden Bioassays wurden über reverse Osmose gewonnene Huminstoffe aus der Fuchskuhle verwendet. Allerdings wären für die Zukunft weitere Versuche mit Huminstoffen aus anderen Einzugsgebieten sehr sinnvoll, da sich diese im C/N-Gehalt, Komplexität und Alter und damit auch dem tatsächlich verfügbaren N stark unterscheiden. Diese Versuche könnten dann eventuell dazu beitragen, entsprechend wichtige Eintragsquellen zu identifizieren.

Um festzustellen, ob und in welchem Ausmaß verschiedene DON-Komponenten als alleinige Stickstoffquelle genutzt werden können, wurden Versuche mit verschiedenen Phytoplanktonarten (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Cyclotella meneghiniana*, *Chlamydomonas spec.*) durchgeführt. Beispielhaft werden die Ergebnisse für die Grünalge *Chlamydomonas spec.* dargestellt (Abbildung 30). Die verwendeten Konzentrationen orientieren sich an den Konzentrationen, die in den Modellgewässern gemessen wurden. Da diese natürlich schwanken und somit einen größeren Bereich erfassen, wurden auch die Versuche mit mehreren Konzentrationen zwischen 0,01 und 0,5 mg N L^{-1} durchgeführt. Auch die Anfangskonzentration der Algen orientierte sich an Mengen, wie sie zur Algenblüte im Müggelsee vorkommen. Als Referenz wurden die Versuche auch mit Nitrat durchgeführt.

Abbildung 30 zeigt, dass alle als Stickstoffquelle zur Verfügung gestellten DON-Komponenten genutzt werden konnten, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß. Die höchste Biomassezunahme konnte mit Nitrat und Harnstoff verzeichnet werden, wobei die Ansätze mit Harnstoff bei allen Konzentrationen den höchsten Biomassezuwachs aufweisen. Auch bei den anderen Komponenten ist ein Wachstum zu erkennen, allerdings ist dieses bei Huminstoffen von der Fuchskuhle nicht signifikant verschieden zur Kontrolle. Wie es sich mit Huminstoffen aus anderen Quellen verhält, muss noch untersucht werden.

Zudem ist ersichtlich, dass ab einer Konzentration von $\leq 0,01 \text{ mg N L}^{-1}$ Nitrat als alleinige N-Quelle kein Phytoplanktonwachstum mehr in den Ansätzen stattfindet. Die Konzentration von Nitrat im Müggelsee, Scharmützelsee und Langer See liegt mit $< 0,005 \text{ mg N L}^{-1}$ im Sommer noch darunter. Selbst unter Einbeziehung von Ammonium werden im Sommer häufig nur DIN-Konzentrationen $< 0,02 \text{ mg N L}^{-1}$ erreicht.

Auch für die anderen untersuchten Arten konnte ein Wachstum mit organischen Stickstoffverbindungen gezeigt werden. In Abhängigkeit von der Konzentration konnten Harnstoff, freie und gebundene Aminosäuren in unterschiedlichem Ausmaß genutzt werden. Für Huminstoffe aus der Fuchskuhle war kein signifikantes Wachstum feststellbar.

Die Ergebnisse des Bioassay zeigen, dass neben DIN auch Harnstoff und freie Aminosäuren einen größeren Beitrag als Stickstoffquelle leisten können. Auch gebundene Aminosäuren und Huminstoffe könnten als Stickstofflieferant eine Rolle spielen, eventuell aber nur in geringem Maße.

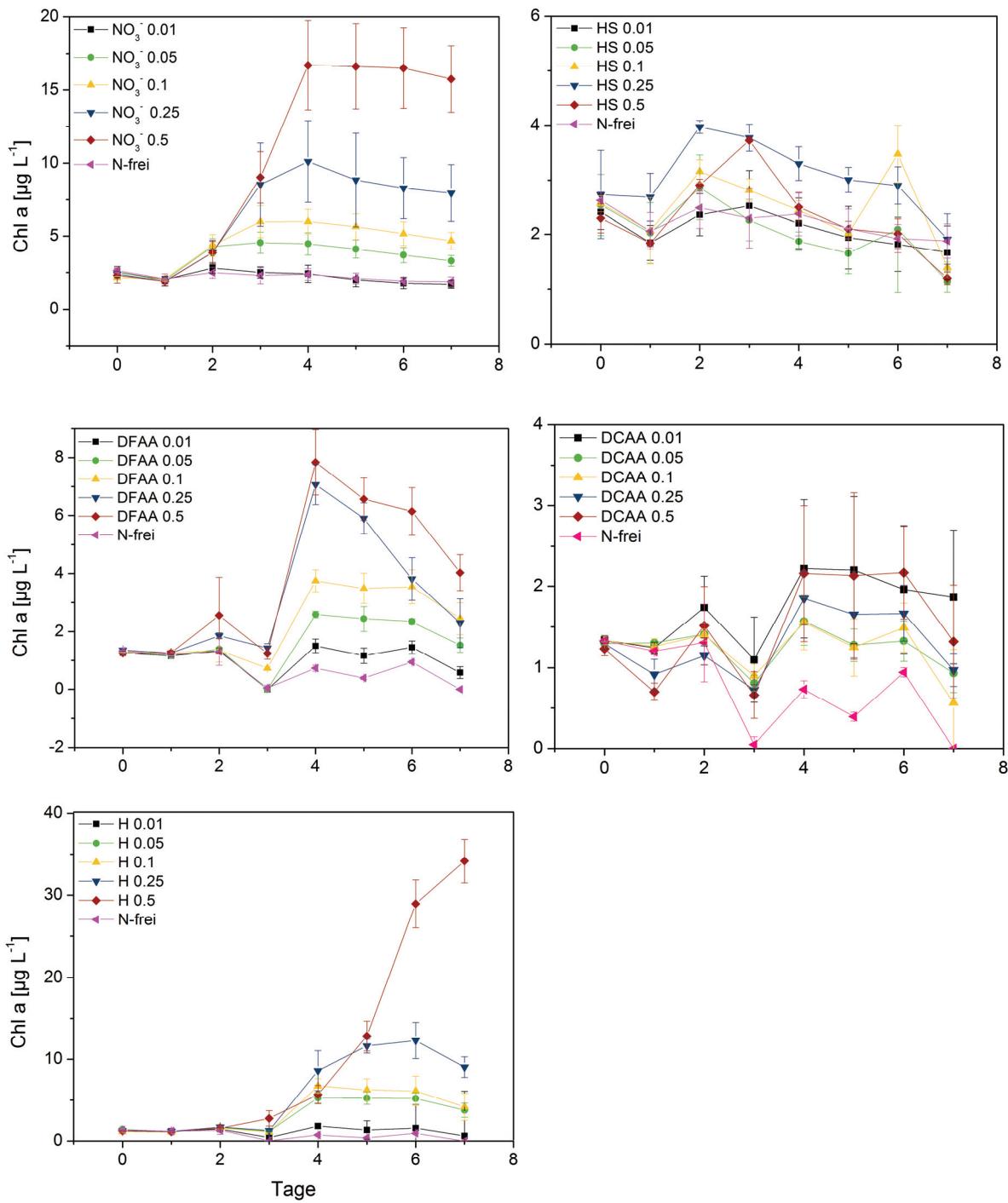


Abbildung 30 Wachstumsversuche mit *Chlamydomonas spec.* und verschiedenen Konzentrationen von Nitrat, Huminstoffen (HS), gelösten freien Aminosäuren (DFAA), gelösten gebundenen Aminosäuren (DCAA) und Harnstoff (H).

Die Reaktion von Laborkulturen kann sich von der Reaktion natürlicher Gemeinschaften unterscheiden, zumal neben der tatsächlichen Fähigkeit zur Nutzung der einzelnen Komponenten noch andere Faktoren, z.B. Konkurrenz, Zusammenspiel verschiedener Stickstoffkomponenten etc., eine Rolle spielen können. Im Müggelseeversuch sollte deshalb festgestellt werden, wie sich die Zugabe von DON auf natürliche Phytoplanktongemeinschaften auswirkt, vor allem in Abhängigkeit von der verfügbaren DIN-Menge. Bei einem Stickstoffmangel sollte eine Reaktion auf die Anreicherung mit Stickstoff erkennbar sein, allerdings nur dann, wenn die spezifische DON-Komponente für das Phytoplank-

ton als N-Quelle nutzbar ist. In den Monaten mit DIN-Konzentrationen über $0,3 \text{ mg N L}^{-1}$ konnte kein wachstumsfördernder Einfluss des zugegebenen DONs festgestellt werden. In den Monaten mit geringerem DIN-Gehalt fielen die Reaktionen auf die DON-Komponenten recht unterschiedlich aus. Nicht nur zwischen den Monaten sondern auch innerhalb eines Monats lässt sich ein unterschiedlicher Einfluss der DON-Komponenten auf die verschiedenen Phytoplanktongruppen erkennen. Man kann aus den Ergebnissen des Versuchs schließen, dass DON vor allem bei niedrigen DIN-Konzentrationen als Stickstoffquelle an Bedeutung gewinnt. Zudem könnten die zur Verfügung stehenden DON-Komponenten die Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft beeinflussen (Abbildung 31). Eine Berechnung der Enrichment reponse erfolgte nur, wenn die jeweilige Phytoplanktongruppe auch am Ende des Versuchs noch gemessen wurde. Dies spielt vor allem bei den Cyanobakterien eine Rolle.

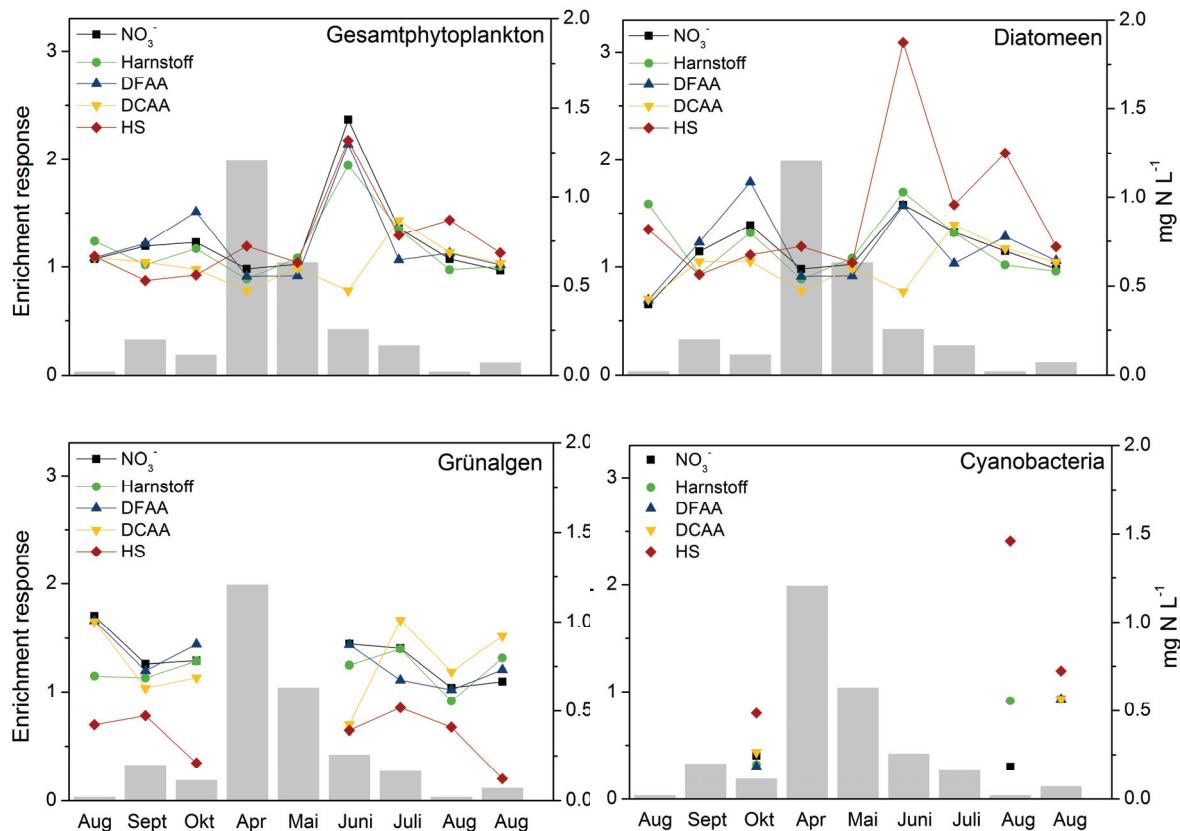


Abbildung 31 Enrichment response (Ansatz/Kontrolle) im Verlauf des Müggelsee-Experiments in 2012/2013. Die Balken geben die Konzentration an DIN im Müggelsee und damit im Versuchsanansatz am jeweils ersten Tag des Versuchs an. Unterschiedliche Achsenkalierung beachten.

In Abbildung 32 wird ein Monat mit sehr geringer DIN-Konzentration (August 2012, DIN $< 0,02 \text{ mg L}^{-1}$) einem Monat mit hohen DIN-Werten (Mai 2013, DIN = $0,63 \text{ mg L}^{-1}$) gegenübergestellt. Die Phytoplanktongemeinschaften wurden jeweils von Kieselalgen dominiert, im August 2012 von *Aulacoseira granulata* und Ende April 2013 von *Asterionella formosa* und *Fragilaria ulna*. Bei Betrachtung des Phytoplanktonwachstums gesamt fällt auf, dass im August nur die Ansätze mit Harnstoff zu einer signifikanten Wachstumsteigerung im Vergleich zur Kontrolle führen ($p = 0,026$). Erst die Graphen mit den Phytoplanktongruppen zeigen, dass es Unterschiede in den Ansätzen in Abhängigkeit von den betrachteten Gruppen geben kann. Es ist ersichtlich, dass Diatomeen in den Ansätzen mit Harnstoff und HS das stärkste Wachstum aufweisen wohingegen sie in Ansätzen mit DFAA, DCAA und Nitrat ein geringeres Wachstum zeigen als die Kontrolle. Bei den Grünalgen verhält es sich genau entgegengesetzt. Hier ist das Wachstum in den Ansätzen mit DFAA, DCAA und Nitrat am größten.

Betrachtet man dagegen den Mai 2013 sind keinerlei Unterschiede in den verschiedenen Ansätzen zu erkennen, weder bei Phytoplankton gesamt noch bei den einzelnen Gruppen. Die Zugabe jeglicher N-Quellen führte also zu keinem stärkeren Algenwachstum als in der Kontrolle ohne Zugaben. Dies ist auf die zu diesem Zeitpunkt noch hohen DIN-Konzentrationen im See (= Kontrolle) zurückzuführen. Durch das höhere N-Angebot wird im Mai ein höherer Chlorophyll a-Gehalt und damit eine höhere Biomasse erreicht als im August 2012. Neben unterschiedlichen DIN-Konzentrationen unterscheiden sich die Monate natürlich auch in der Zusammensetzung ihrer Algengemeinschaft. Auch hier wäre die Durchführung weiterer Versuche mit Laborkulturen von Vorteil um den Einfluss der DIN-Konzentration bzw. der Phytoplanktonzusammensetzung auf die DON-Nutzung näher zu charakterisieren.

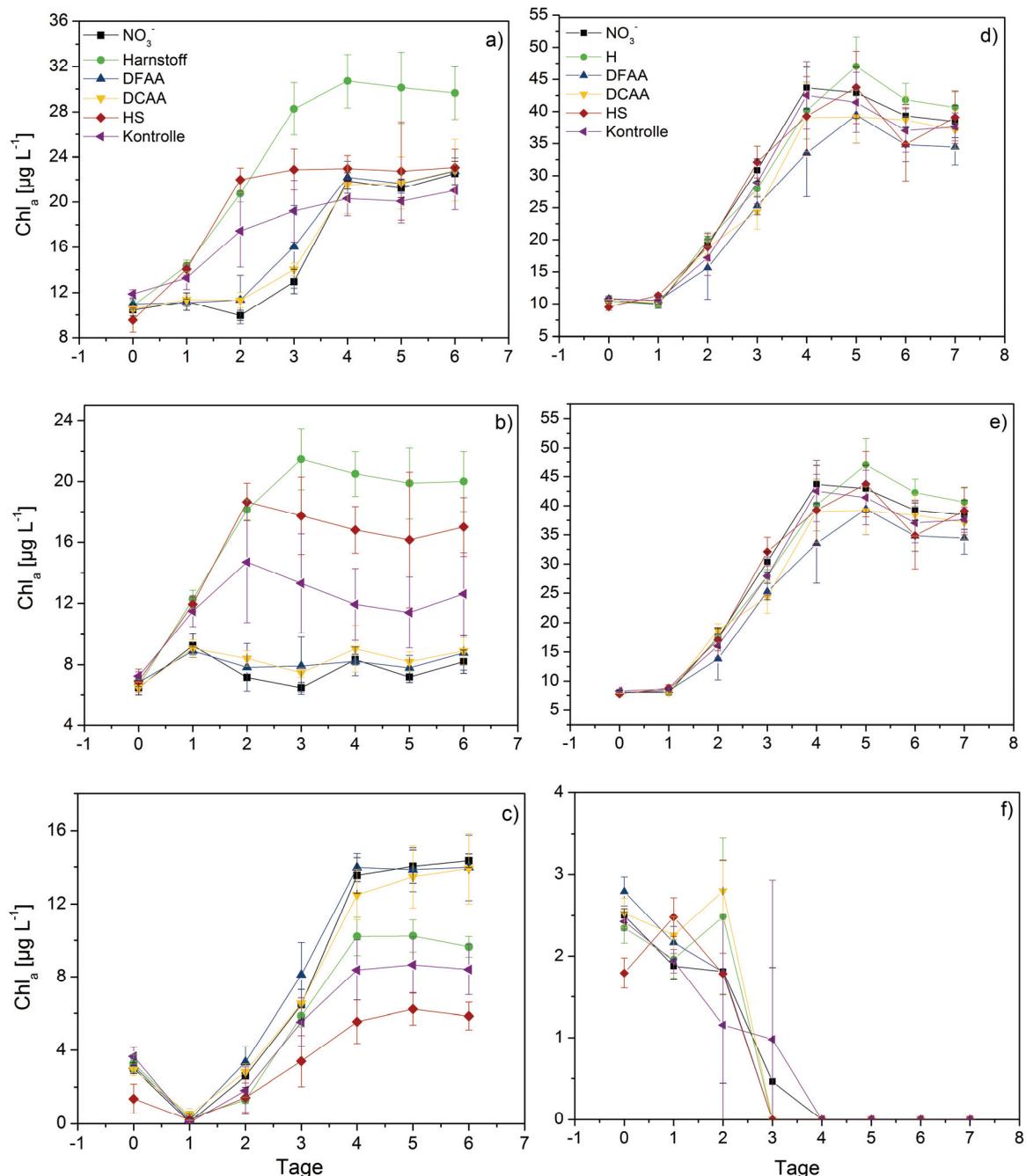


Abbildung 32 Versuche mit Phytoplanktongemeinschaften aus dem Müggelsee im August 2012 (a,b,c) und im Mai 2013 (d,e,f). Die Grafiken a) und d) zeigen die Entwicklung des Phytoplanktons gesamt, b) und e) der Diatomeen und c) und f) der Grünalgen.

Eine Aufnahme aller ^{15}N -markierten DON-Komponenten (Harnstoff, DFAA, DCAA) sowie von Nitrat konnte über Isotopenverhältnis-Massenspektrometrie (IRMS)-Messungen sowohl für August 2012 als auch Mai 2013 festgestellt werden.

Zusammenfassung

Durch diese Arbeit war es möglich, Konzentration, Zusammensetzung und saisonale Entwicklung von DON in den Nitrolimit-Modellgewässern zu charakterisieren. Mit Hilfe von Bioassays mit einzelnen Phytoplanktonarten konnte gezeigt werden, dass Harnstoff und Aminosäuren auch in Binnengewässern durch Phytoplankton aufgenommen und als alleinige Stickstoffquelle genutzt werden können. Auch die Nutzung von Huminstoffen konnte gezeigt werden, allerdings sind hier weitere Untersuchungen sinnvoll, da sich Huminstoffe aus verschiedenen Einzugsgebieten unterscheiden (C/N-Verhältnis, verfügbares N, Aromatizität) und somit auch unterschiedlich gut verfügbar sein könnten. Versuche mit Phytoplanktongemeinschaften lassen darauf schliessen, dass DON in Binnengewässern eine wesentliche Rolle als Stickstoffquelle spielen kann, vor allem in den Sommermonaten, wenn die DIN-Konzentration niedrig ist. Die verschiedenen Phytoplanktongruppen nutzen unterschiedliche DON-Fraktionen, so dass Konzentration und Zusammensetzung von DON die Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft beeinflussen. Auch in diesem Bereich sind weitere Untersuchungen sinnvoll.

Literatur

- Antia, N. J., Berland, B. R. & Bonin, D. J. (1980): Proposal for an abridged nitrogen turnover cycle in certain marine planktonic systems involving Hypoxanthine-Guanine excretion by ciliates and their reutilization by phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 2: 97-103.
- Berg, G. M., Glibert, P. M., Jorgensen, N. O. G., Balod, M. & Purina, I. (2001): Variability in inorganic and organic nitrogen uptake associated with riverine nutrient input in the Gulf of Riga, Baltic Sea. *Estuaries*, 24: 204-214.
- Berg, G. M., Repeta, D. J. & LaRoche, J. (2002): Dissolved organic nitrogen hydrolysis rates in axenic Cultures of *Aureococcus anophagefferens*(*Pelagophyceae*): comparison with heterotrophic bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 68: 401-404.
- Berg, G. M., Repeta, D. J. & LaRoche, J. (2003): The role of the picoeukaryote *Aureococcusanophagefferens* in cycling of marine high-molecular weight dissolved organic nitrogen. *Limnology and Oceanography*, 48: 1825-1830.
- Berman, T. & Chava, S. (1999): Algal growth on organic compounds as nitrogen sources. *Journal of Plankton Research*, 21: 1423-1437.
- Berman, T. & Bronk, D. A. (2003): Dissolved organic nitrogen: a dynamic participant in aquatic ecosystems. *Aquatic Microbial Ecology*, 31: 279-305.
- Bronk, D. A., See, J. H., Bradley, P. & Killberg, L. (2007): DON as a source of bioavailable nitrogen for phytoplankton. *Biogeosciences*, 4: 283-296.
- Lomas, M. W. (2004): Nitrate reductase and urease enzyme activity in the marine diatom *Thalassiosira weissflogii* (*Bacillariophyceae*): interactions among nitrogen substrates. *Marine Biology*, 144: 37-44.
- McCarthy, J. J. (1972): The uptake of urea by natural populations of marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, 17: 738-748.
- McCarthy, J. J., Wynne, D. & Berman, T. (1982): The uptake of dissolved nitrogenous nutrients by lake Kinneret (Israel) microplankton. *Limnology and Oceanography*, 27:673-680.
- Neilson, A. H. & Larsson, T. (1980): The utilization of organic nitrogen for growth of algae: physiological aspects. *Physiologia Plantarum*, 48: 542-553.
- See, J. H., Bronk, D. A. & Lewitus, A. J. (2006): Uptake of Spartina-derived humic nitrogen by estuarine phytoplankton in nonaxenic and axenic culture. *Limnology and Oceanography*, 51: 2290-2299.
- Seitzinger, S. P. & Sanders, R. W. (1997): Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 159: 1-12.
- Weithoff, G.(1998): Steuerungsmechanismen der Phytoplanktodynamik im flachen, eutrophen Flakensee. Dissertation, Humboldt-Universität Berlin.
- Wheeler, P. A., North, B. B. & Stephens, G.C. (1974): Amino Acid Uptake by Marine Phytoplankters. *Limnology and Oceanography*, 19: 249-259.

1.2.4 Stickstoffkonkurrenz zwischen Phytoplankton und Makrophyten

Jacqueline Rücker (BTU-BS)

Hintergrund

Für Flachseen ist das Phänomen der Bistabilität, also die alternative Ausprägung des klaren, makrophytendominierten oder des phytoplanktontrüben Zustandes bei gleichem Nährstoffniveau bekannt (Scheffer et al. 1993). Auch in geschichteten Seen ist ein positiver Einfluss von submersen Makrophyten auf die Stabilisierung eines niedrigen trophischen (z.B. mesotrophen) Zustandes wahrscheinlich (Hilt et al. 2010). Verschiedene Mechanismen für die Rückkopplung der submersen Makrophyten auf die Wasserqualität wurden beschrieben, z.B. verminderte Sedimentresuspension, erhöhte Phytoplanktonverluste durch Grazing oder Allelopathie. Darüber hinaus wird auch eine direkte Konkurrenz um Nährstoffe zwischen Phytoplankton und submersen Makrophyten diskutiert (Hilt et al. 2010). Dabei stehen insbesondere Pflanzenarten im Fokus, die keine echten Wurzeln bilden und daher Nährstoffe überwiegend aus dem Freiwasser aufnehmen. Zu diesen Arten gehören frei schwimmende Pflanzen wie *Ceratophyllum spec.*, *Utricularia spec.* oder Lemnaceen, aber auch die nur mit Rhizoiden im Sediment verankerten Characeen.

Sanierungsmaßnahmen in den Einzugsgebieten (z.B. Beseitigung von Punktquellen) führten im letzten Jahrzehnt in einer Reihe von Gewässern Nordostdeutschlands zu einer Verbesserung der Wasserqualität, und es kann vielerorts eine Ausbreitung von submersen Makrophyten beobachtet werden. Ob diese Pflanzen mit dem Phytoplankton um die knapper werdenden Nährstoffe konkurrieren, sollte im Rahmen des NITROLIMIT untersucht werden.

Ziel

In diesem Teilprojekt sollte abgeschätzt werden, in welchem Maße die Biomassebildung des Phytoplanktons infolge der Nährstoffkonkurrenz durch die Makrophytenproduktion reduziert sein kann. Dazu wurde der Makrophytenbestand (Biomasse, Bedeckungsgrad, Gesamtbesiedlung des Gewässers) der stehenden und langsam fließenden Modellgewässer einmal im Projektzeitraum erfasst und der in der Biomasse gebundene Stickstoff bestimmt. Die Saisonalität der Biomasse, des Bedeckungsgrades und des N-Gehaltes der submersen Makrophyten wurde 2012 exemplarisch am Scharmützelsee untersucht.

Material und Methoden

2011 wurden an allen Gewässern **Vegetationskartierungen**, jeweils als Kombination einer Überblickskartierung im Mai/Juni unter Einsatz einer Unterwasserkamera nach van de Weyer et al. (2007) und einer Detailkartierung an ausgewählten Transekten (Tabelle 10), durchgeführt. Dabei wurden die Makrophyten im Scharmützelsee und Müggelsee durch Tauchuntersuchungen mit Pressluftflaschen in Anlehnung an die PHYLIB-Methode (Schaumburg et al. 2011) beprobt. In den Linientransekten wurde die Vegetation auf einer Breite von 20 - 30 Meter getrennt nach Tiefenzonen (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4-6 m, 6-8 m, 8-10 m bis zur unteren Makrophyten-Tiefengrenze) halbquantitativ erfasst. Außerdem wurde jeweils die absolute Tiefengrenze der Vegetation je Linientransekt notiert. Die Flachbereiche (0-1 m Wassertiefe) wurden durchwatet bzw. durch Schnorcheluntersuchungen erfasst. Diese Methode wurde aufgrund der geringen Tiefenausbreitung der submersen Makrophyten im Langen See und in der Unterhavel ausschließlich angewendet. Die Angabe der Häufigkeit erfolgte nach der Schätzskala von Kohler (1978).

Während der Detailkartierung wurden an typischen Stellen der jeweiligen Tiefenstufen die submersen Pflanzen von einer Fläche definierter Größe geerntet. Im Labor wurden die Pflanzen gesäubert, nach Arten sortiert und das Frischgewicht bestimmt. Anschließend wurden Unterproben bei 60 °C getrocknet und Material für die Bestimmung des N-Gehaltes zermörsert. Die C- und N-Analysen erfolgten mit einem VARIO EL Elementaranalysator (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau). Der organische Gehalt wurde nach Veraschung bei 500 °C bestimmt. Die Asche wurde zur Ermittlung des Phosphorgehaltes durch Extraktion in 2N HCl nach Andersen (1976) verwendet.

Zur Untersuchung der **saisonalen Entwicklung** der Biomasse wurde je eine Stelle im Südbecken (Transekt 32) und eine im Mittelbecken (Transekt 49) an der Ostseite des Scharmützelsees ausgewählt, an denen 2011 hohe Deckungsgrade von *Nitellopsis obtusa*, der dominanten Art des Scharmützelsees, beobachtet worden waren. Die Stelle im Südbecken wurde in 3 m, die Stelle im Mittelbecken in 2,3 m Tiefe von Juni bis Oktober im Abstand von 2 – 6 Wochen untersucht. Mit Hilfe eines Metallringes von 40 cm Durchmesser wurde die Pflanzendecke an jeweils drei dicht beieinander liegenden, repräsentativen Probenahmepunkten ausgestochen und vom Taucher komplett geborgen. Auch im Langen See wurden 2012 und 2013 ergänzende Untersuchungen zur Ermittlung des Zusammenhangs zwischen Deckungsgrad und Biomasse durchgeführt. Hier wurden die Proben mit einem Greifer (Fläche 600 cm²) entnommen.

Die **Hochrechnung der Biomasse** submerser Makrophyten des Scharmützelsees erfolgte auf Grundlage der Detailkartierung vom August/September 2011. Um die punktförmigen Daten der Transekten auf die Litoralfläche zu projizieren, wurden in ArcGIS sogenannte Transektfelder definiert und ihr Flächeninhalt ermittelt. Dazu wurden die Tiefenlinien des Sees jeweils in der Mitte zwischen zwei benachbarten Transekten senkrecht geschnitten (Harrandt 2012). Den Transektfeldern wurden die Deckungsgrade der dort vorkommenden Pflanzenarten zugeordnet

Um auf die Biomasse und den in Makrophyten gebundenen Stickstoff und Phosphor hochzurechnen, wurden deckungsgradspezifische Biomassen (g Trockengewicht (TG) m⁻²) ermittelt. Dazu wurden alle ca. 200 im Scharmützelsee erhobenen Biomassedatensätze in drei Gruppen (Characeen, wurzellose und wurzelnde submerse Makrophyten) zusammengefasst. Für jede Gruppe und jeden Deckungsgrad wurden der Mittelwert sowie die 2,5%- und die 97,5%-Konfidenzintervalle der Biomasse pro Fläche berechnet. Die Biomassewerte aller kartierten Arten wurden aufsummiert und mit der jeweiligen Transektfeldfläche multipliziert. Zur Berechnung des in den Makrophyten gebundenen N und P wurden die Biomassen mit den mittleren Nährstoffgehalten der jeweiligen Artengruppe aus Scharmützelseeproben multipliziert.

Tabelle 10 Termine der Überblickskartierung und Detailkartierung sowie Anzahl der untersuchten Transekten für die Detailkartierungen, die 2011 an den vier Modellgewässern durchgeführt wurden.

Gewässer	Kürzel	Überblickskartierung	Detailkartierung	Anzahl Transekte
Langer See	LAN	21. - 24.05.2011	23. - 25.05.2011	15
Müggelsee	MUEG	15. - 17.06.2011	20. - 24.06.2011	25
Unterhavel	UHV	17. - 19.06.2011	24. - 27.06.2011	50
Scharmützelsee	SCH	19. - 24.06.2011	29.08. - 03.09.2011	50

Ergebnisse

Die unteren Makrophytengrenzen, der Artenbestand und die Artenzahlen (Tabelle 11) spiegeln den unterschiedlichen trophischen Zustand der vier Gewässer wider. Submerse Makrophyten bedeckten im Scharmützelsee 20 %, im Müggelsee 15 %, im Langen See 9 % und im untersuchten Havelabschnitt knapp 3 % der Gewässerfläche. Dabei entfielen im Scharmützelsee rund 15 % auf Characeen-Gesellschaften, die in den anderen Seen nicht vorkamen. Das aquatische Moos *Fontinalis antipyretica* wurde in allen Gewässern außer in der Unterhavel nachgewiesen. In Tabelle 11 ist es in der Artenzahl für höhere submerse Gefäßpflanzen enthalten.

Tabelle 11 Mit submersen Makrophyten bewachsene Fläche (ha) und ihr Anteil (%) an der gesamten Seefläche, Zahl der nachgewiesenen Arten (Az) sowie untere Makrophytengrenze (UMG) 2011 in den Modellgewässern (Kürzel s. Tabelle 10).

	SCH			MUEG			LAN			UHAV		
	ha	%	Az	ha	%	Az	ha	%	Az	ha	%	Az
Schwimmblatt-pflanzen	1,1	0,1	2	0,6	0,1	5	2,4	1,5	3	18,4	0,7	2
Höhere sub-merse Ge-fäßpflanzen	56,8	4,7	18	107	14,7	20	12,1	7,6	7	52,2	1,9	4
Characeen	184,6	15,3	5									
Gesamt	242,5	20,0	25	107,6	14,7	25	14,5	9,1	10	70,6	2,6	6
UMG (m) (Min – Max)	5,4 (2,1 – 9,1)			2,8 (1,8 – 3,8)			1,0 (0 – 1,9)			0,9 (0,6 – 1,6)		

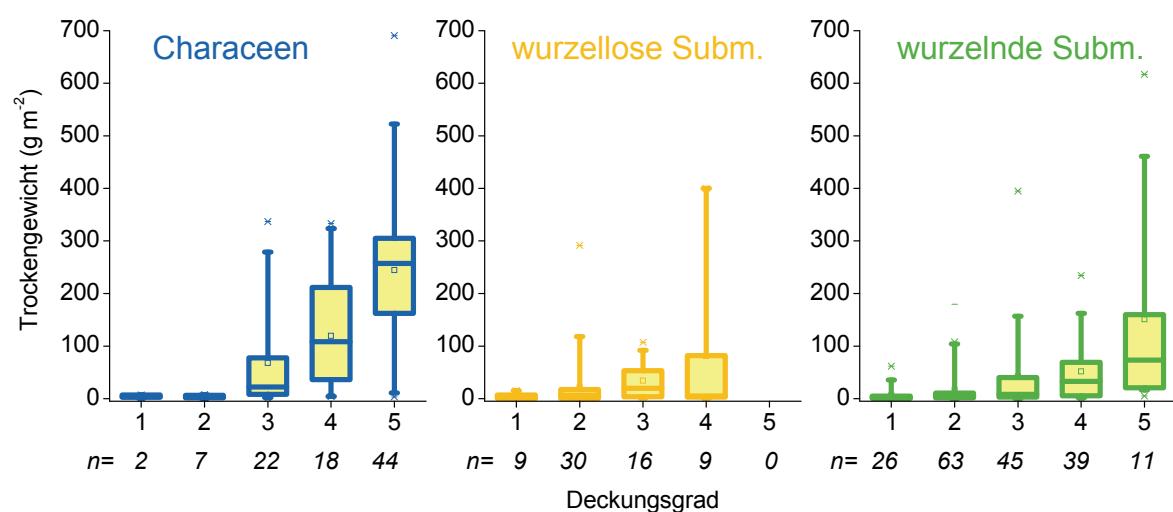


Abbildung 33 Boxplots der flächenbezogenen Biomassen in den 5 Deckungsgraden (nach Kohler 1978) für Characeen, wurzellose sowie wurzelnde submerse Makrophyten aus dem Scharmützelsee 2011 - 2013. Die kursiv geschriebenen Zahlen geben den Stichprobenumfang an.

Die Spannbreite der deckungsgradspezifischen, flächenbezogenen Trockengewichte der Biomasseproben, die in allen vier Modellgewässern von 2011 bis 2013 erhoben wurden, sind in Abbildung 33 dargestellt. Den Deckungsgrad 5 (massenhaft) erreichte bei den Characeen *Nitellopsis obtusa*, die typische Armleuchteralgen-Rasen (*Nitellopsidetum obtusae*) im Scharmützelsee bildet, die Höhen von 80 cm und mittlere Biomassen von 281 g TG m^{-2} (max. 691 g TG m^{-2}) erreichen können. Bei den wurzelnden submersen Arten wurde der Deckungsgrad 5 nur von *Myriophyllum spicatum* im Langen See erreicht. Im östlichen Teil des Sees füllt diese Art die gesamte Wassersäule aus, erreicht also Wuchshöhen von 1,5 m und Biomassen bis 617 g TG m^{-2} . Im Frühsommer erscheinen die Blüten des Ährigen Tausendblattes dann über der Wasseroberfläche.

Abbildung 34 zeigt eine Zusammenfassung der Nährstoffgehalte der Biomasseproben als Boxplotdarstellung getrennt nach Probenahmegerässern. Die ermittelten Stickstoffgehalte lagen zwischen 7 und $42 \text{ mg N g}^{-1} \text{ TG}$, die P-Gehalte zwischen $0,8$ und $7,5 \text{ mg P g}^{-1} \text{ TG}$ und stimmen gut mit der Literatur überein (Kufel & Kufel 2002). Allgemein ist festzustellen, dass es nur sehr wenige Arten gab, die in allen oder wenigstens drei Gewässern vorkamen (in der Havel wurden ja nur 4 submerse Arten gefunden). Auffällig sind die Unterschiede bei *Najas marina*, das im Müggelsee deutlich höhere N- und P-Gehalte aufwies als im Scharmützelsee oder Langen See. *Myriophyllum spicatum* wies hingegen im Scharmützelsee deutlich höhere N- und P-Gehalte als im Langen See auf.

Der saisonale Verlauf der Biomasse von *Nitellopsis obtusa* an den zwei Probenahmestellen im Scharmützelsee 2012 ist in Abbildung 35 vor dem Hintergrund des mittleren jahreszeitlichen Verlaufs der Phytoplanktonbiomasse (2004 – 2011) dargestellt. Die Entwicklung von *Nitellopsis* begann Anfang Juni während des Klarwasserstadiums. Bei der 2. Beprobung Mitte Juli hatte die Biomasse an Transekten 49 bereits ein Plateau erreicht. Nach dem Jahresmaximum von 290 g TG m^{-2} Anfang August fiel die Biomasse hier bis Ende August deutlich ab. Anders an der Probenahmestelle im Südbecken (Transekten 32). Hier erreichte die *Nitellopsis*-Biomasse erst Ende August ihr Jahresmaximum von 444 g TG m^{-2} . *Nitellopsis* überwintert nicht vegetativ im Scharmützelsee.

Die Schätzung der von submersen Makrophyten im Scharmützelsee gebildeten Biomasse beläuft sich auf 453 t TG, berechnet aus den mittleren Biomassen pro Fläche. Legt man die 2,5- bzw. 97,5%-Konfidenzintervalle der Biomassebestimmungen zugrunde, kann dieser Wert zwischen 271 und 985 t TG liegen, wobei im mittleren Szenario 62 % der Biomasse durch Characeen (überwiegend *Nitellopsis obtusa*) gebildet wird. 24 % entfallen auf wurzellose Makrophyten, vor allem *Ceratophyllum demersum*, weniger *Utricularia vulgaris* agg. und noch weniger *Lemna trisulca*. Die übrigen, wurzelnden, Makrophytenarten bilden nur 14 % der Biomasse (Abbildung 36). Auf Grund der im Vergleich zu den höheren Gefäßpflanzen geringen internen N- und P-Gehalte, beträgt der in der Characeen-Biomasse gespeicherte Stickstoff nur 48 % des gesamten in den submersen Makrophyten gebundenen Stickstoffs bzw. 44 % beim Phosphor. Dafür ist insbesondere in den wurzellosen Makrophyten wie *Ceratophyllum demersum* ein entsprechend höherer Anteil N und P gespeichert. Nach dieser Abschätzung sind zwischen 5,3 und 22,1 t Stickstoff (im Mittel 9,5 t) bzw. zwischen 0,7 und 3,1 t (im Mittel 1,3 t) Phosphor in den submersen Makrophyten des Scharmützelsees gebunden. Das entspricht zwischen 15 und 62 % (im Mittel 27 %) bzw. zwischen 49 und 213 % (im Mittel 89 %) des im Epilimnion vorhandenen Stickstoffs bzw. Phosphors.

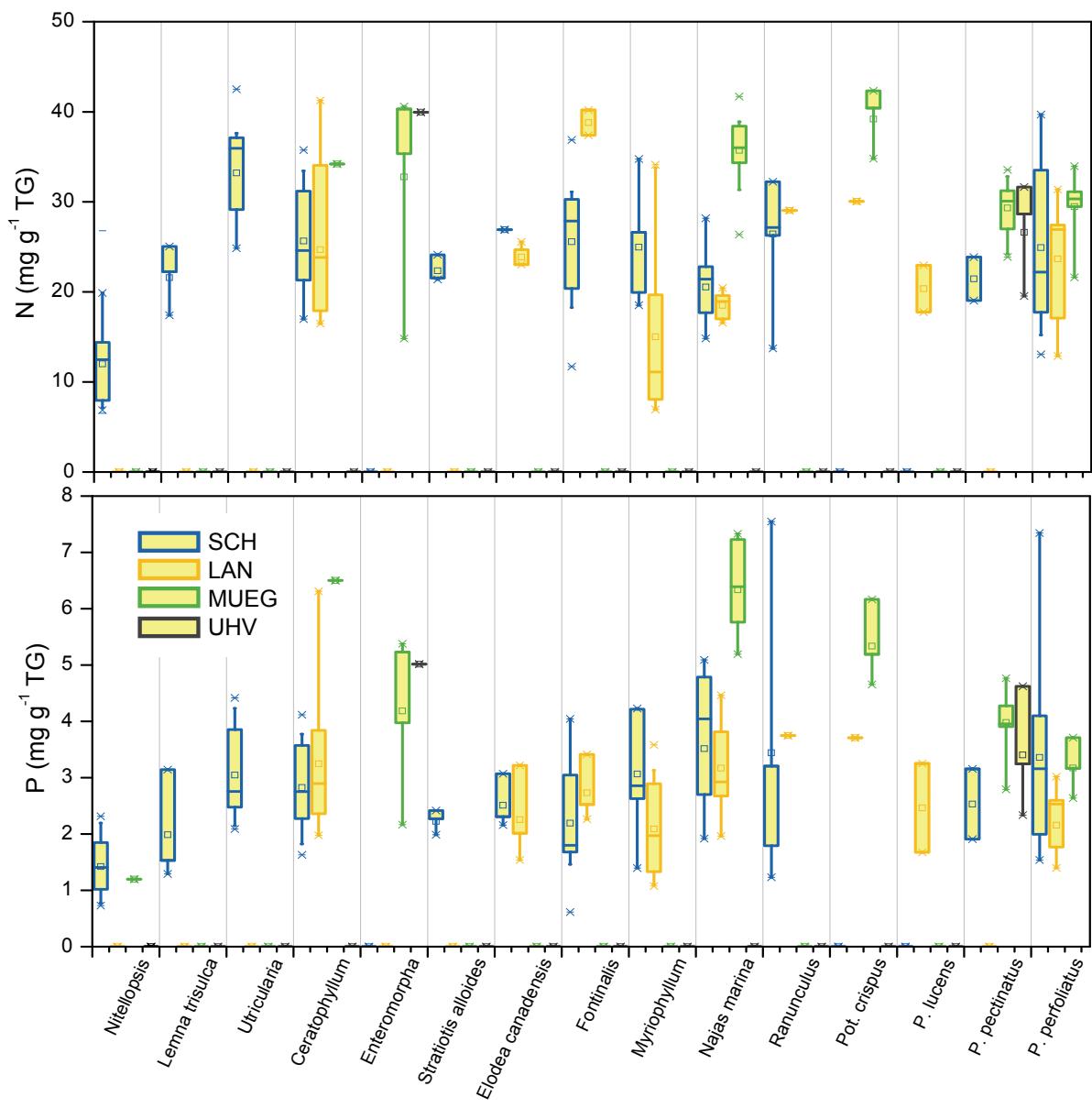


Abbildung 34 Boxplots der Stickstoff- (oben) und Phosphorgehalte (bezogen auf die Trockensubstanz (TG)) verschiedener Arten von submersen Makrophyten, die 2011 – 2013 in den vier NITROLIMIT-Modellgewässern (Abkürzungen s. Tabelle 10) untersucht wurden.

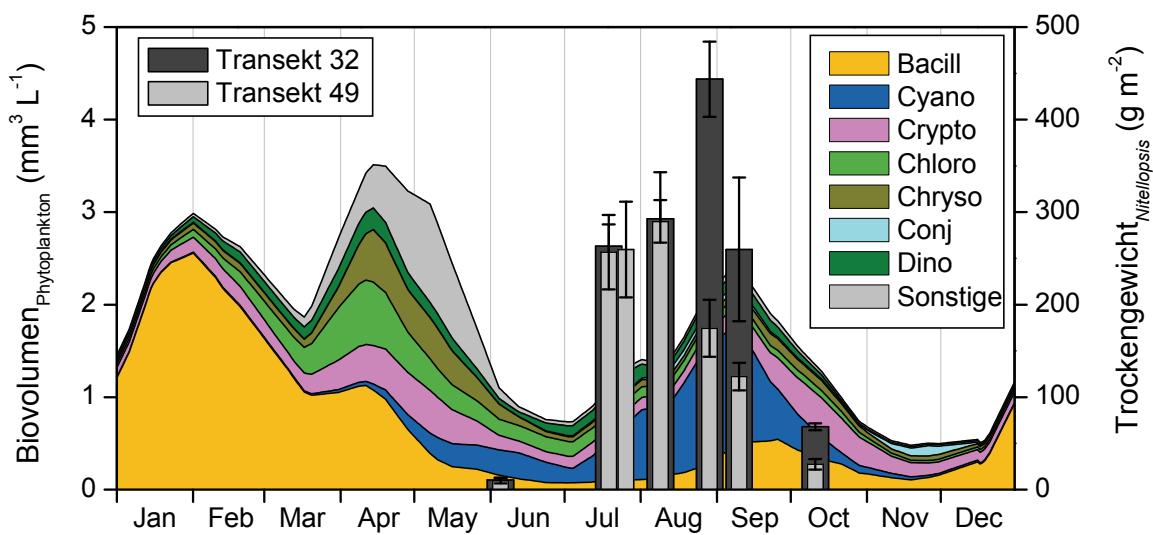


Abbildung 35 Saisonaler Verlauf der Biomasse von *Nitellopsis obtusa* am Transekt 32 im Südbecken und Transekt 49 im Mittelbecken des Scharmützelsees 2012 (graue Säulen) vor dem Hintergrund eines mittleren Jahrganges der Phytoplanktonbiomasse im Südbecken (Mittelwert 2004 – 2011; die Farben entsprechen verschiedenen Algenklassen).

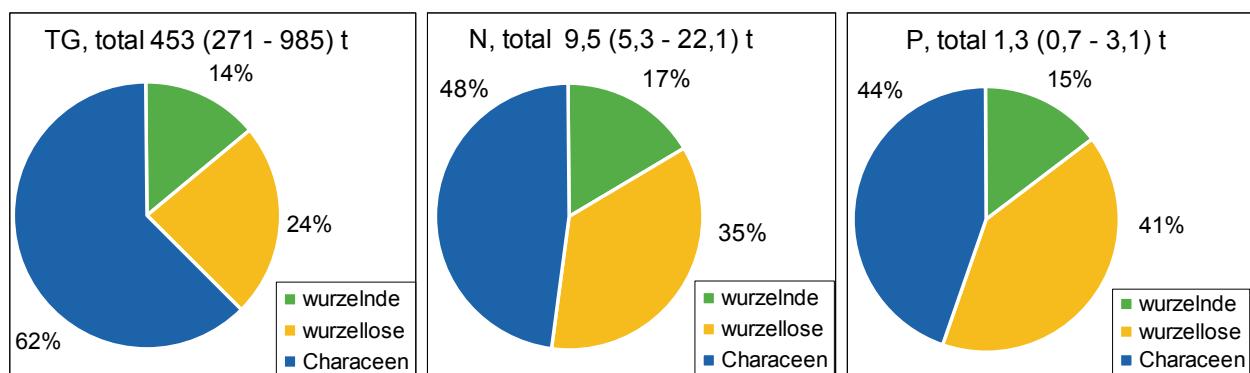


Abbildung 36 Anteile von Characeen, wurzelnden bzw. wurzellosen submersen Makrophyten an der gesamten Makrophytenbiomasse (Trockengewicht; TG; links), am in den Makrophyten gebundenen Stickstoff (Mitte) sowie Phosphor (rechts) im Scharmützelsee 2011. Angegeben sind die Massenschätzungen basierend auf der mittleren deckungsgradspezifischen Biomasse der Artengruppen (in Klammern basierend auf dem 2,5%- und dem 97,2%-Konfidenzintervall).

Diskussion

Entsprechend der unterschiedlichen Trophie der Modellgewässer (vgl. Kap. 1.2.1) ist die Besiedlung durch submerse Makrophyten unterschiedlich ausgeprägt. Der See mit der geringsten Trophie, der Scharmützelsee, bildet auf Grund der besseren Unterwasserlichtverhältnisse prozentual die größte makrophytenbesiedelte Fläche aus. Auch die Tiefenausbreitung war hier am größten. Den starken Einfluss der Trophie auf die Entwicklung der submersen Makrophyten hat der Vergleich des saisonalen Verlaufs der Biomasse von *Nitellopsis obtusa* im Mittel- und Südbecken ebenfalls bestätigt. Im höher trophischen Mittelbecken begann die Biomasse bereits Ende August zurückzugehen, was

gleichzeitig mit einer Freisetzung von Nährstoffen aus der absterbenden Biomasse verbunden ist, während im klareren Südbecken die Biomasse zu diesem Zeitpunkt erst ihr Maximum erreichte, das um 35 % höher als im Mittelbecken war. In der Havel war die Makrophytenbesiedlung am geringsten ausgeprägt. Lediglich 4 Arten von submersen Makrophyten wurden nachgewiesen. Im Langen See hingegen kann seit einigen Jahren die Ausbreitung von submersen Makrophyten, vor allem *Myriophyllum spicatum* beobachtet werden. Auf Grund der Dominanz trophieanzeigender Arten und geringen Biomassen, ergab die Bewertung der Biokomponente Makrophyten nach dem PHYLIB-Verfahren (Schaumburg et al. 2011) sowohl in Havel als auch im Langen See nur das Prädikat schlecht bzw. ungenügend (Schulz 2012; vgl. Kap. 1.2.1). Trotz des größeren Arteninventars und der höheren Makrophytenbiomassen wurden Scharmützelsee und Müggelsee nur mit mäßig bewertet, da auch hier noch Defizite bezüglich der Artenausstattung bestehen.

Für den Scharmützelsee konnten bereits die in der Makrophytenbiomasse gebundenen Nährstoffe hochgerechnet werden. Nach den gerechneten Szenarien sind zwischen 0,7 und 3,1 t Phosphor in der Makrophytenbiomasse gebunden, was 49 bis 213 % der Phosphormenge des Epilimnions, d.h. dem Bereich des Wasserkörpers, der mit den submersen Makrophyten während der Vegetationsperiode direkt in Kontakt steht, entspricht. Demgegenüber ergibt die Schätzung nur 5,3 bis 22,1 t, d.h. 15 bis 62 % des epilimnischen Stickstoffs. Somit scheint im Scharmützelsee eine direkte Steuerung der Phytoplanktonbiomasse eher über die Konkurrenz um Phosphor, wie sie bereits durch Hilt et al. (2010) beschrieben wurde, als durch Stickstoffkonkurrenz wahrscheinlich zu sein. Das steht auch im Einklang mit den Ergebnissen von Modul 1.2.2, die den Scharmützelsee überwiegend als phosphorlimitiert ausweisen.

Wichtig für die Wirksamkeit der Nährstoffkonkurrenz ist der zeitliche Aspekt, denn der stärkste Zuwachs, der wahrscheinlich mit einer starken Nährstoffaufnahme durch die Makrophyten einhergeht, findet während des Klarwasserstadiums statt, einer Phase, in der sich die thermische Schichtung ausprägt und die Weichen für die sommerliche Phytoplanktonentwicklung gestellt werden. Die Betrachtung der Nährstoffkonkurrenz zwischen Phytoplankton und submersen Makrophyten berücksichtigt jedoch nicht die sekundären Effekte wie eine verminderte Sedimentresuspension in Makrophytenbeständen, Allelopathie oder Fraßschutz für das Zooplankton. Diese Mechanismen konnten jedoch im Makrophytenmodul des Ökosystemmodells SALMO (vgl. Kapitel 3.2.1) abgebildet werden. Der Ansiedlung und dem Schutz von Makrophytenbeständen sollte als Managementoption für eine Verbesserung der Wassergüte vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Literatur

- Andersen, J. M. (1976): An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research*, 10: 329-331.
- Harrandt, C. (2012): Abschätzung der Verluste des Phytoplanktons durch Muschelfiltration, BTU-Cottbus, Bachelor Thesis.
- Hilt, S., Henschke, I., Rücker, J. & Nixdorf, B. (2010): Can submerged macrophytes influence turbidity and trophic state in deep lakes? Suggestions from a case study. *Journal of Environmental Quality*, 29: 725-733.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft und Stadt*, 10: 73-85.
- Kufel, L., Kufel, I. (2002): Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes: A review. *Aquatic Botany*, 72: 249-260.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D. & Vogel, A. (2011): Handlungsanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München.
- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M.-L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993): Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8:275-279.

- Schulz, L. (2012): Ecological assessment of NITROLIMIT model waters according to EU Water Framework Directive using the bio-component macrophytes. BTU Cottbus, Bachelor-Arbeit.
- Van de Weyer, K., Nienhaus, I., Tigges, P., Hussner, A. & Hamann, U. (2007): Eine einfache und kosteneffiziente Methode zur flächenhaften Erfassung von submersen Pflanzenbeständen in Seen. Wasser und Abfall 6 (1/2): 20-22.

1.2.5 Verluste des Phytoplanktons durch Grazing

Jacqueline Rücker und Brigitte Nixdorf (BTU-BS)

Hintergrund

Die Höhe der Phytoplanktonbiomasse ist immer das Ergebnis von Produktions- und Verlustprozessen. Der Schwerpunkt in Nitrolimit I lag auf der bottom-up-Steuerung hauptsächlich durch Nährstoffe. Die Biomasse des Phytoplanktons kann jedoch vielfältigen Verlusten durch abiotische Faktoren wie Auswaschung oder Sedimentation, aber auch durch biotische wie Zellysis, z.B. infolge von Infektionen mit Viren, Pilzen oder Bakterien und anschließendem mikrobiellen Abbau oder durch Grazing unterliegen (Nixdorf et al. 2013). Unter dem Begriff Grazing ist die Ingestion von Phytoplankton durch filternde Organismen zu verstehen. Hauptkonsument der Phytoplanktonbiomasse ist das herbivore Zooplankton. Darüber hinaus kommen auch im Litoral und Benthal filternde Organismen vor. Zu ihnen gehören die Muscheln. Auf Grund der Verbesserung der Wasserqualität ist vielerorts eine Vergrößerung von Muschelbeständen zu verzeichnen. Außerdem breiten sich seit den 1980er Jahren verstärkt neozoische Arten wie die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) oder die Asiatischen Körbchenmuscheln (*Corbicula fluminea* und *C. fluminalis*) in Deutschland aus. Quantitative Erhebungen von Muschelbeständen in Seen gibt es kaum, sodass die von NITROLIMIT an vier Gewässern erhobenen Daten als besonders wertvoll eingeschätzt werden können.

Ziel

Ziel der Untersuchungen war es, in den Modellgewässern Scharmützelsee, Müggelsee, Langer See und Untere Havel den Verlust des Planktons durch Zooplankton- und Muschelgrazing abzuschätzen. Aus der Abundanz und Biomasse der einzelnen Zooplankton- bzw. Muschelarten wurde ihre potentielle Filtrationsleistung berechnet und aus der Summe der artspezifischen Filtrationsleistungen der Phytoplanktonverlust kalkuliert. Mit der Elimination von Phytoplankton werden dem Wasserkörper partikulär gebundene Nährstoffe wie N und P entzogen, die in die Betrachtung der Nährstoffbilanzen eingehen.

Material und Methoden

Zooplankton – Probenahme und Berechnung der Grazingeffektstärke und Phytoplanktonverluste

Zooplanktonproben wurden 2011 - 2013 während der regelmäßigen Beprobung der Modellgewässer entnommen. Dazu wurden beim Langen See und der Unterhavel mit einem Schöpfer Wasserproben in gleichmäßigen Abständen aus der gesamten Wassersäule geschöpft und über ein Planktonnetz mit einer Maschenweite von 50 µm eingeengt. Beim Scharmützelsee wurde ein Appsteinnetz mit einer Kegelaufsatz (Öffnungsweite 16,5 cm) und 55 µm Maschenweite verwendet. Es wurde auf 28 m Tiefe herabgelassen und durch die Wassersäule nach oben gezogen. Die Tiere wurden mit kohlensäurehaltigem Mineralwasser betäubt und in Zucker-Formol konserviert. Die Probenahme und Biomassebestimmung des Metazooplanktons erfolgten nach dem Leitfaden zur Zooplanktonanalyse (Deneke & Maier, in Vorb.). Für den Müggelsee erhebt das IGB nur Zooplanktonabundanzen. Diese konnten jedoch für das verwendete Auswerteverfahren nicht verwendet werden. Einzeller (Protozoen) wurden in keinem der Gewässer untersucht.

Die Berechnung der Grazing-Effektstärke des Zooplanktons erfolgte mit Hilfe des Moduls PhytoLoss (Deneke et al. 2013), das im Auftrag der LAWA als Interpretationshilfe für Phytoplankton-Daten in der Seenbewertung erstellt wurde und sich noch in der Testphase befindet. Dieses Verfahren ist als

Ergänzung zum Phyto-See-Index (Mischke et al. 2008; vgl. Kap. 1.2.1) gedacht, um bei der Seenbewertung Abweichungen in der Höhe der Biomasse oder in der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons vom Erwartungswert zu interpretieren und nicht nur die Nährstoffbelastung, also die „bottom up“-Steuerung, sondern auch Nahrungsnetzeffekte, insbesondere die Phytoplankton-Zooplankton-Interaktion zu berücksichtigen. Die hier vorgestellte Auswertung betrachtet nur das Metazooplankton, d.h. das mehrzellige Zooplankton, des Pelagials. Streng litorale oder benthische Taxa, auch wenn sie zu den Crustaceen (z.B. Harpacticoida) oder Rotatorien gehören, werden durch das PhytoLoss-Verfahren nicht erfasst.

Wesentliche Merkmale des Verfahrens sind, dass Phyto- und Zooplankton-Biomasse nach ihrer taxonomischen Zusammensetzung verschiedenen funktionellen Gruppen (Gilden) zugeordnet werden, denen beim Zooplankton v.a. Ähnlichkeiten der Nahrungsaufnahmemodi und der –selektivität, beim Phytoplankton z.B. Mechanismen zur Steigerung der Fraßresistenz zugrunde liegen. Mit Hilfe einer Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix wird für jede einzelne Zooplankton-Gilde die potentiell fressbare Phytoplanktonbiomasse ermittelt. Aus dem Verhältnis von Zooplanktonbiomasse und für die vorkommenden Tiere fressbarer Phytoplanktonbiomasse wird unter der Annahme, dass alle Gruppen des Metazooplanktons einheitlich pro Tag 100 % (einschließlich Rotatorien) ihrer Körpermasse aufnehmen, eine Grazingrate ausgegeben, die dann für die Abschätzung der Phytoplanktonverluste verwendet wurde. Als grobes Maß für den durch planktivore Fische ausgeübten Fraßdruck auf die Cladoceren wird die mittlere Cladocerenmasse als Quotient aus der Cladoceren-Trockenmasse und der Cladoceren-Abundanz verwendet (Jeppesen et al. 1997). Je kleiner die Tiere, desto stärker ist der mögliche Fraßdruck durch Fische. Für den Zeitraum April bis Oktober, in dem die Wassertemperaturen über 10 °C liegen, effektives Grazing und eine Vermehrung, insbesondere der Cladoceren, zu erwarten ist, wurden die Grazing-Kenngrößen mit Hilfe von PhytoLoss (Deneke et al. 2013) berechnet.

Muscheln – Kartierung und Berechnung der Phytoplanktonverluste durch Muschelgrazing

Die **Kartierungen** zur Bestimmung der Abundanz von lebenden Großmuscheln und *Dreissena* fanden im Sommer 2011 gemeinsam mit den Detailkartierungen der Makrophyten an denselben Transekten statt (vgl. Kap. 1.2.4) und wurden ebenfalls vom Büro Lanaplan unter Leitung von Dr. Klaus Van de Weyer durchgeführt (Van de Weyer et al. 2012). Die Probenahme und Datenauswertung bezieht sich auf die Tiefenstufen, die für das Makrophytenbewertungsverfahren benutzt werden (Schaumburg et al. 2011; vgl. Kap. 1.2.4), also 0 – 1 m, 1 – 2 m, 2 – 4 m, 4 – 6 m, 6 – 8 m, 8 – 10 m. Im Langen See, Müggelsee und der Unterhavel wurden die Muscheln auf Grund der schlechten Unterwassersichtverhältnisse im Mai/Juni 2011 an Hand von Greiferproben (Greiferfläche 1000 cm²) untersucht. Pro Transekt und Tiefenstufe wurde das Material aus 1 bis 2 Greifern an Bord gesiebt und die Arten und Anzahl der Muscheln bestimmt. Das Transekt wurde senkrecht zum Ufer abgefahren und so lange Greiferproben entnommen, bis keine lebenden Muscheln mehr gefunden wurden. Für alle Seen wurden einheitlich pro Art jeweils 2 Größenklassen unterschieden. Als Klassengrenze wurde 1 cm Schalenlänge bei *Dreissena polymorpha* gewählt, bei den anderen Arten, die alle zur Ordnung Unionida gehören, 5 cm.

Im Scharmützelsee wurde die Muschelhäufigkeit während der Tauchgänge zur Makrophytentdetailkartierung im August/September 2011 geschätzt. Die Angabe der Muschelhäufigkeit erfolgte pro Transekt und Tiefenstufe nach einer 5stufigen Skala (sehr selten, selten, verbreitet, häufig; Stufe 5 = massenhaft kam nicht vor). Außerdem haben die Taucher die untere Ausbreitungsgrenze lebender Muscheln ermittelt. Da für die Taucher die Arbeitszeit unter Wasser begrenzt ist, wurden nur stichprobenartig Direktzählungen durchgeführt, d.h. von 1 – 6 repräsentativen Flächen pro Transekt

wurden die Muscheln mit Hilfe eines Metallrahmens von 30 x 30 cm Größe abgesammelt. An Bord wurden die Muscheln den Arten und Größenklassen zugeordnet und gezählt.

Wie bereits im Kapitel 1.2.4. beschrieben, wurde die Fläche der Seen mit Hilfe von ArcGIS in sogenannte Transektfelder eingeteilt, um die punktförmigen Daten der Transektkartierungen auf die Fläche zu projizieren. Wenn mehrere Greifernproben pro Transektfeld untersucht worden waren, wurden die Abundanzen gemittelt. Fehlende Abundanzwerte wurden durch Mittelung aus Werten benachbarter Flächen ergänzt (Miethling 2012; Harrandt 2012a). Die Abundanzen für jede Muschelart wurden mit der Transektfeldfläche multipliziert und aufsummiert.

Für die **Berechnung des potenziellen Einflusses der Filtration durch Muscheln** auf die Phytoplanktonbiomasse (hier betrachtet als Chlorophyll a (Chl a)) wurden an Hand von eigenen Filtrationsexperimenten (Harrandt, 2012a, b, Müller 2011) und Literaturbefunden verschiedene Annahmen gemacht. Die auf Basis der Kartierung ermittelten Gesamtabundanzen der Tiere (Miethling 2012, Harrandt, 2012a) wurden über artspezifischen Schalenlängen-Trockengewichts-Beziehungen aus der Literatur (vgl. Harrandt, 2012a) unter Annahme einer mittleren Schalenlänge für die entsprechende Größenklasse (0,5 cm bzw. 1,5 cm für Dreissena sowie 2,5 cm bzw. 7,5 cm für Unionida) in Trockengewicht (des Fleischkörpers; TG) umgerechnet. Es wurden drei verschiedene Filtrationsraten angenommen, die die Spanne von Literaturwerten und eigenen Messungen abbilden: 0,5; 3,5; 5,0 L h⁻¹ g⁻¹ TG für Dreissena bzw. 0,1; 0,3; 1,0 L h⁻¹ g⁻¹ TG für die Unionida. Die Kalkulationen basierten auf den Monatsmitteln der Chl-a-Konzentrationen der 4 Modellgewässer von 2011, wobei das Seevolumen bis in die Tiefenstufe betrachtet wurde, in der Muscheln vorkamen (Müggelsee und Unterhavel 0 – 6 m, Langer See 0 – 4 m). Beim Scharmützelsee wurde jedoch nur die Tiefe 0 – 8 m berücksichtigt, da in der Tiefenstufe 8 – 10 m erstens nur noch wenige Muscheln vorkamen und zweitens die Sauerstoffkonzentrationen in den Sommermonaten den kritischen Wert für Muscheln von 30 % (Amler et al. 2000) unterschritten, so dass man von einer eingeschränkten Muschelaktivität in dieser Zone ausgehen kann. Der Einfluss der Wassertemperatur auf die Filtrationsaktivität wurde in Form eines Temperaturaktivitätsfaktors berücksichtigt (0,2 bei Temperaturen unter 5 °C im Januar bis März; 0,5 bei 5 -10 °C im November und Dezember; 1,0 bei Temperaturen über 10 °C von April bis Oktober. Aus den Langzeitversuchen von Harrandt (2012b) ergab sich, dass die Muscheln nicht den ganzen Tag aktiv filtrieren. Daher wurde ein weiterer Aktivitätsfaktor eingeführt, der die Basis für ein Minimum- (Faktor 0,4), mittleres (0,7) und Maximumszenario (0,9) bildete.

Ergebnisse

Zooplanktongrazing

In den Abbildungen 37C und 38C ist der saisonale Verlauf des Biovolumens der Großgruppen des Zooplanktons im Scharmützelsee und Langen See 2011 – 2013 dargestellt. Für die Unterhavel sind in Abbildung 39C die Ergebnisse für das Jahr 2011 an drei Probenahmestellen gegenübergestellt. Die Gesamtbiomasse des Zooplanktons erreichte in der Unterhavel an der Station Kälberwerder (UHV2) mit bis zu 21 mm³ L⁻¹ die größten Werte, gefolgt vom Langen See mit bis zu 8 mm³ L⁻¹ und Scharmützelsee mit maximal 1,5 mm³ L⁻¹. Das Zooplankton der Havel wurde 2011 von Cladoceren dominiert, die als die effektivsten Grazer angesehen werden. Daneben waren in den beiden anderen Seen die Copepoden, im Langen See außerdem die Rotatorien bedeutend. Typischerweise dominierten die Copepoden in der kalten Jahreszeit. Der Anteil des für das jeweils vorkommende Zooplankton fressbaren Phytoplanktonbiovolumens betrug meist zwischen 30 und 40 % des gesamten Phytoplanktonbiovolumens (Abb. 37B, 38B, 39B). Nur in der Havel wurden gelegentlich höhere Werte erreicht. Die Grazing-Effektstärke (GES; Abb. 37D, 38D) wurde im Scharmützelsee und Langen See meist als schwach und gering eingeschätzt. Nur in kurzen Phasen, im Scharmützelsee meist während des Klar-

wasserstadiums, wurde das Grazing als stark eingeschätzt. Diese Phasen waren stets (auch im Langen See 2013) durch eine starke Entwicklung der Cladoceren gekennzeichnet. Durch den größeren Anteil der Cladoceren wurde die GES in der Havel 2011 (Abb. 39D) höher als in den beiden anderen Seen, also mittel bis stark, eingeschätzt. In allen drei Gewässern wurde somit theoretisch nur selten das gesamte Biovolumen des Phytoplanktons ingestiert (gelbe Flächen in Abb. 37B, 38B, 39B). Die daraus resultierenden theoretischen Phytoplanktonverluste (bezogen auf das Frischgewicht der Algen) betrugen im Scharmützelsee $0,7 - 4,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, im Langen See $0,5 - 4,7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und in der Unterhavel $0,5 - 32 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Die Verluste lagen während der Vegetationsperiode (April - Oktober) im Mittel bei $1,9$ bzw. $1,8 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, in der Unterhavel jedoch mit $4,2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ deutlich höher. Das entsprach einer Reduktion der gesamten Phytoplanktonbiomasse von $6 - 19\%$ im Langen See, $14 - 16\%$ in der Unterhavel bzw. $11 - 19\%$ im Scharmützelsee (Spanne der Vegetationsmittelwerte). Setzt man nach Rocha & Duncan (1985) einen mittleren Kohlenstoffgehalt von $0,2 \text{ pg C } \mu\text{m}^{-3}$ Zellvolumen von Algen sowie das Redfield ratio C:N:P von 42:7:1 an, so ergeben sich entsprechende Eliminationsraten für die Gewässer (s. Tabelle 12).

Des Weiteren fällt auf, dass die mittlere Cladocerenmasse (MCM) mit durchschnittlich $1,4$ bzw. $2,3 \mu\text{g}$ Trockenmasse pro Individuum im Langen See (Abb. 38E) und Scharmützelsee (Abb. 37E) noch geringer als in der Unterhavel ($3,2$) war. Geringe Werte von MCM sind ein Indiz für starken Fraßdruck durch Fische auf die Cladoceren im Langen See und Scharmützelsee. In der Havel (Abb. 39E) war somit der Prädationsdruck zwar etwas geringer, wurde aber für die meiste Zeit des Jahres 2011 als stark eingeschätzt.

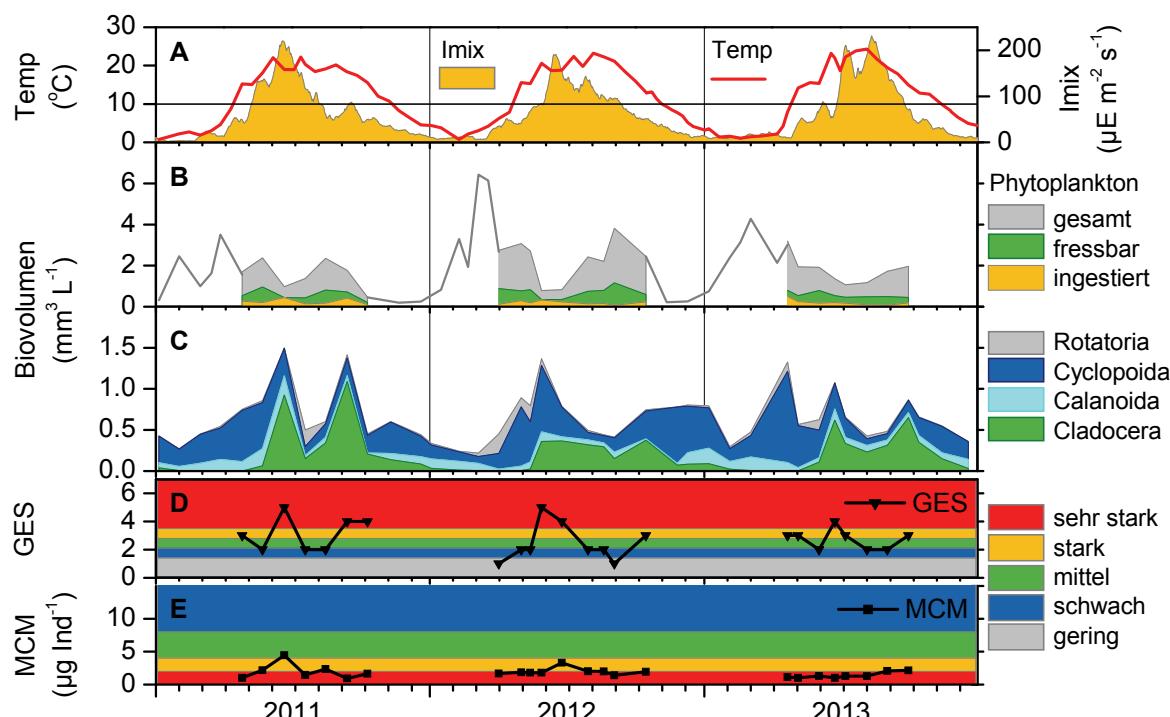


Abbildung 37 A) Jahresgänge von Temperatur (Temp), Lichtdargebot in der durchmischten Schicht (Imix); B) Biovolumen des gesamten Phytoplanktons sowie seines für das vorhandene Zooplankton fressbaren und theoretisch ingestierten Anteils in Phasen mit Wassertemperaturen über 10°C (Linie in A); C) Biovolumen des Metazooplanktons (summarisch); D) Grazing-Effektstärke (GES) und E) mittlere Cladocerentrockenmasse pro Individuum (MCM) für den **Scharmützelsee 2011 - 2013**. Die farbliche Unterlegung verdeutlicht die Stärke des Grazingsdruck durch das Metazooplankton (D) bzw. den Prädationsdruck von Fischen auf die Cladoceren (Je kleiner die Individuen, desto größer der Fraßdruck durch Fische; E).

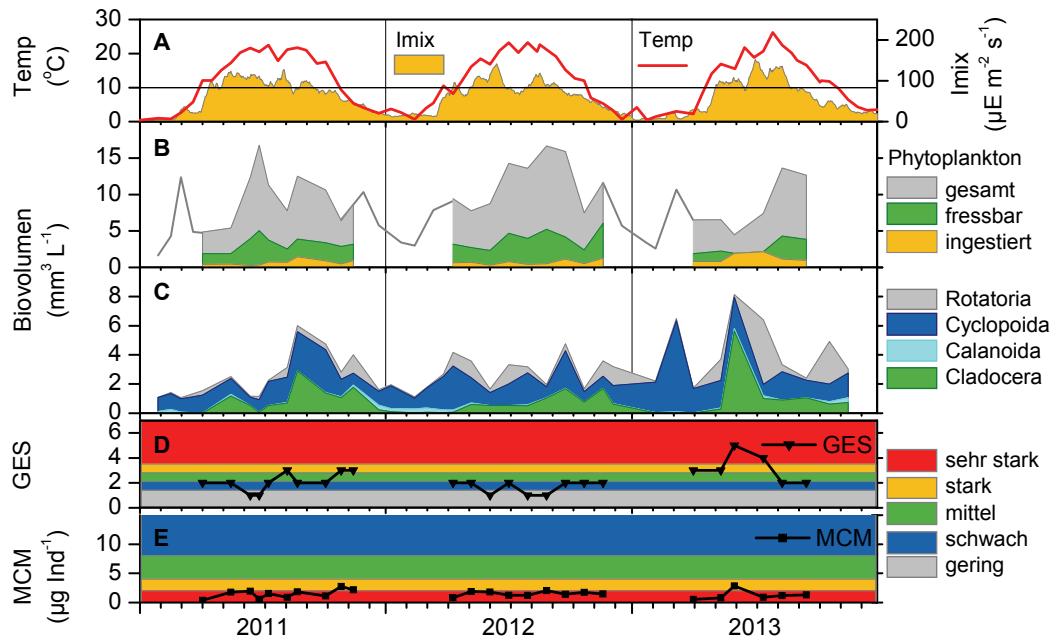


Abbildung 38 Wie Abbildung 37 für den Langen See 2011 - 2013.

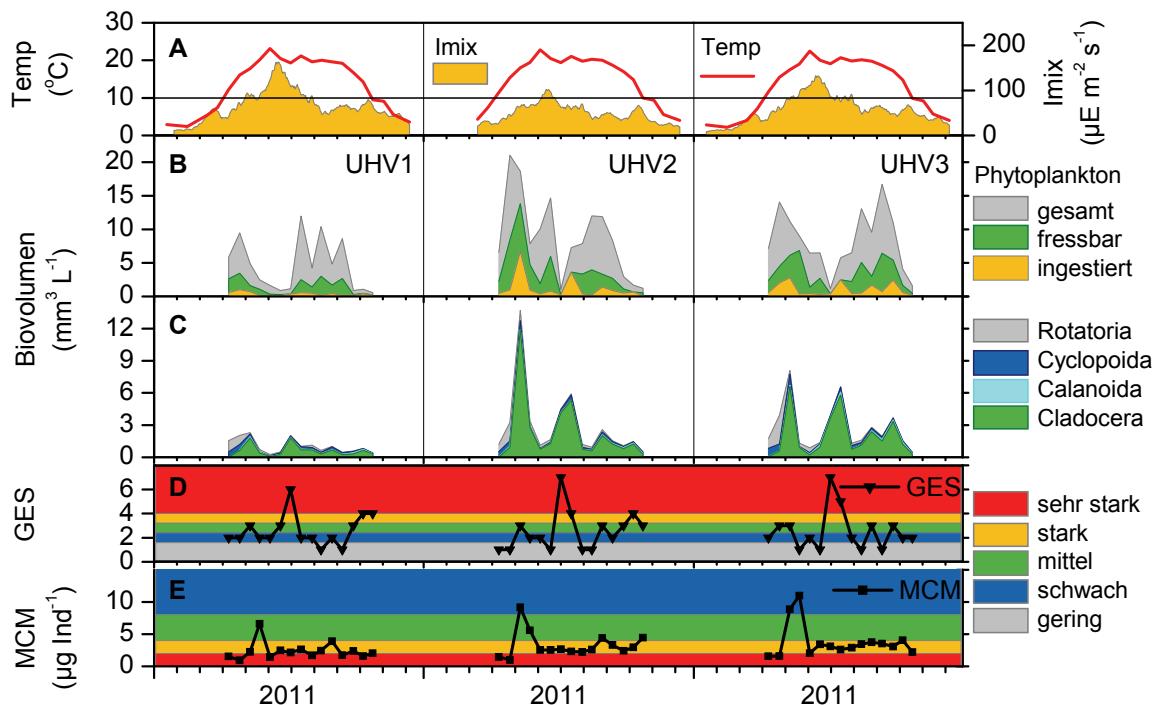


Abbildung 39 Wie Abbildung 37 für drei Probenahmestellen (UHV1 – 3) der Unterhavel im Jahr 2011.

Muschelgrazing

In allen vier Gewässern kamen *Dreissena polymorpha*, *Unio tumidus* und *Unio pictorum* sowie *Anodonta anatina* vor. Abbildung 40 zeigt die Verteilung der Muscheldichten an allen untersuchten Probenahmepunkten. Beide Größenklassen wurden dabei jeweils summiert. *Dreissena* erreichte die

größten Dichten in Havel und Müggelsee (Mittelwert (MW) 2,4 bzw. 1,2; Maximalwerte (Max.) 12,3 bzw. $13,8 \times 10^3$ Individuen m^{-2}). Demgegenüber wurden im Scharmützelsee nur maximal 2300 und im Langen See 300 Tiere m^{-2} gefunden (MW 256 bzw. 10). Neben der höheren Trophie könnte der Mangel an Hartsubstraten, den *Dreissena* zum Festheften braucht, ein Grund für die geringe Abundanz im LAN sein. Weniger Probleme mit dem schlammigen Sediment hatte offensichtlich *Unio tumidus*, die im LAN die höchsten Individuendichten erreichte (MW 13,3, Max. 100 Tiere m^{-2}), gefolgt von MUEG und UHV mit ähnlichen Individuendichten (MW 6,2 bzw. 9,1; Max. 50 bzw. 110 m^{-2}) und den geringsten Werten im SCH (MW 1,1; Max. 33 m^{-2}). *Unio pictorum* erreichte deutlich niedrigere Werte (LAN: MW 3,8; Max. 30; MUEG: MW 2,8; Max. 30; UHV: MW 2,3; Max. 40; SCH: MW 0,7; Max. 22,2 Tiere m^{-2}). Im Gegensatz zu den beiden *Unio*-Arten wurden die höchsten Individuendichten von *Anodonta* im Scharmützelsee gefunden (SCH: MW 3,1; Max. 33; LAN: MW 1,4; Max. 30; UHAV: MW 0,8; Max. 30; MUEG: 0,6; Max. 20 Tiere m^{-2}).

Die geschätzte Muschelbiomasse lag zwischen 4 t Trockengewicht (TG) im Langen See und 72 t in der Unterhavel. Sie verteilt sich auf die beiden Muschelgruppen folgendermaßen auf: *Dreissena*: LAN: 11 kg, SCH: 1,8 t; MUEG: 10,2 t und UHV: 12,6 t Trockengewicht; Unionida: LAN: 3,9 t; SCH: 31,4 t; MUEG: 34,2 t und UHAV: 46,1 t. Um die Besiedlungsdichten in den Seen besser vergleichbar zu machen, sind in Abbildung 41 flächenbezogene Abundanzen und Trockenmassen für die vier Modellgewässer dargestellt. Sowohl bei *Dreissena polymorpha* als auch bei den Großmuscheln erreichte die Havel die höchsten Abundanzen, der Scharmützelsee die niedrigsten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die ausgedehnten Tiefenbereiche des Scharmützelsees unterhalb 10 m Tiefe nicht durch Muscheln besiedelt sind. Die Muscheltrockenmasse variierte zwischen 2,4 t TG m^{-2} im Langen See und 6 t TG m^{-2} in der Havel. *Dreissena polymorpha* erreichte im Müggelsee und Havel einen Anteil von 23 bis 25 % an der gesamten Muschelbiomasse, im Scharmützelsee nur 5 %.

Die Tiefenausbreitungen und Biomassen von *Dreissena* und den Unionida sind im oberen Teil von Abbildung 42 dargestellt. Muscheln lebten im Langen See bis auf Einzelfunde bis in 2 m Tiefe, im Müggelsee und der Unterhavel überwiegend bis in 4m Tiefe. Im Scharmützelsee wurden lebende Muscheln bis in 8,5 m Tiefe gefunden. Im unteren Teil von Abbildung 42 ist der jahreszeitliche Verlauf der Chl-a-Konzentration in den 4 Modellgewässern 2011 (Monatsmittelwerte) dargestellt sowie seine theoretische Erhöhung unter der Annahme unterschiedlicher Filtrationsleistungen der Muscheln (je drei Szenarien mit unterschiedlichem Aktivitätsfaktor bei Annahme von 2 verschiedenen Filtrationsraten). Es zeigt sich ein größerer Einfluss der Muschelaktivität in den Sommermonaten, der sich aus dem höheren Temperatur-Aktivitätsfaktor ergibt. Es wird ersichtlich, dass die Muscheln in der Unterhavel und im Müggelsee das größte Potenzial zur Eliminierung von Phytoplankton und damit Nährstoffen aus dem Wasserkörper haben (61 % bzw. 56 % im Jahresmittel), gefolgt vom Langen See (38 %) und dem Scharmützelsee (23 %). Diese Unterschiede ergeben sich nicht nur aus den Abundanzen der Muscheln, sondern auch aus dem Verhältnis zwischen Wasserkörper und Litorialfläche, was in Abbildung 42 durch Gegenüberstellung des Wasservolumens und der Muschelbiomasse in den verschiedenen Tiefenstufen verdeutlicht werden soll. In Tabelle 12 sind Eliminationsraten des Phytoplanktons durch Muschelfiltration und Zooplanktongrazing jeweils für den Zeitraum April bis Oktober für alle Gewässer zusammengefasst.

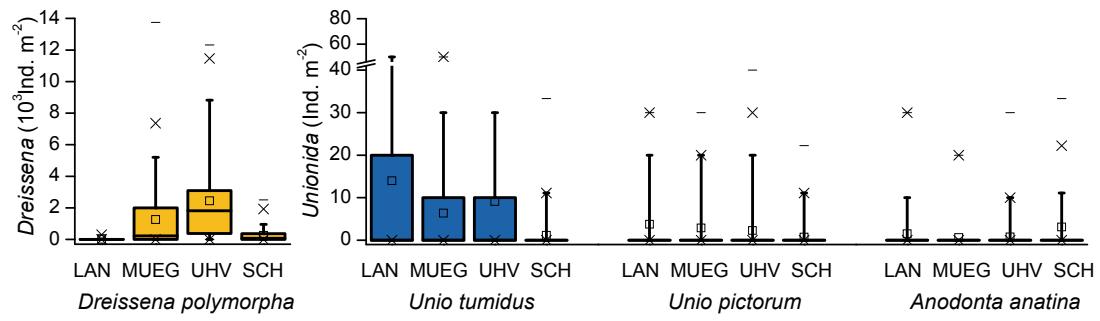


Abbildung 40 Box-Wisker-Plots der Individuendichten (m^{-2}) an den Probenahmepunkten für alle 2011 nachgewiesenen Muschelarten in den vier NITROLIMIT-Modellgewässern Scharmützelsee (SCH), Müggelsee (MUEG), Langer See (LAN) und Unterhavel (UHV). Box: 25 u. 75% Perzentile, Wisker 5 u. 95 % Perzentile, Kreuze 1 u. 99 % Perzentile, waagerechte Striche Maxima.

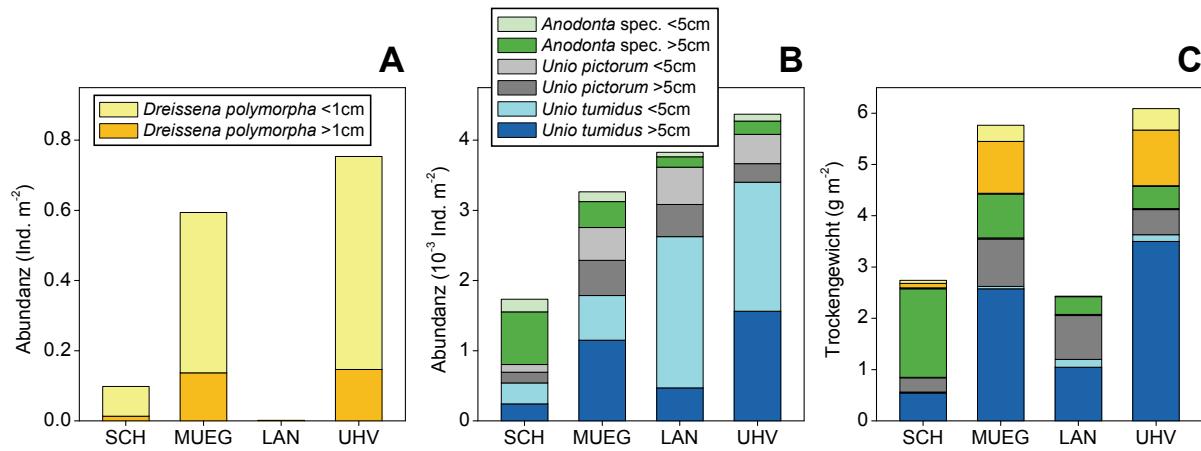


Abbildung 41 Mittlere Abundanzen von *Dreissena polymorpha* (A) und *Unionida* (B) sowie mittlere Biomasse (Trockengewicht des Fleischkörpers) der verschiedenen Muschelarten und Größenklassen (C) in den vier Modellgewässern (Abkürzungen s. Abbildung 40) für das Jahr 2011. Abundanz und Biomasse wurden jeweils auf die gesamte Seefläche bezogen.

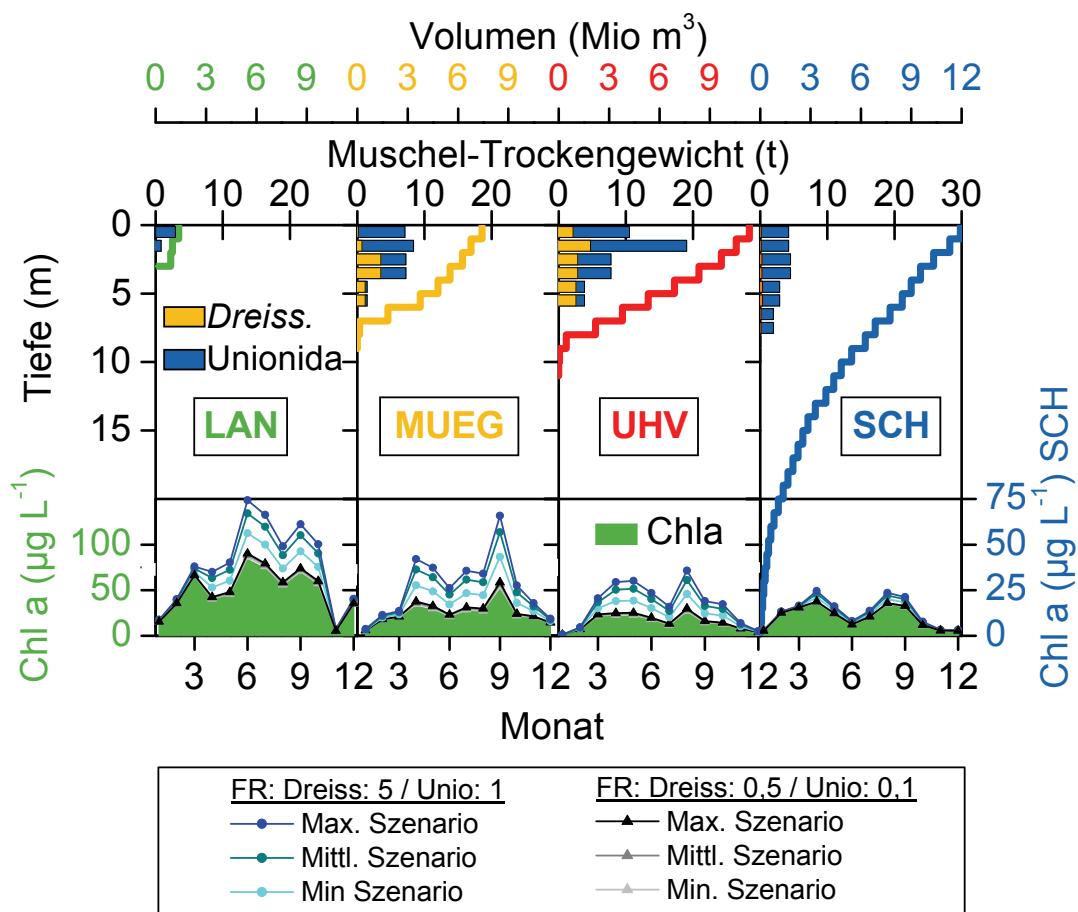


Abbildung 42 Oben: Volumina der Tiefenstufen der 4 Modellgewässer (Linien; Abk. der Seenamen s. Abb. 40). Trockengewicht von *Dreissena polymorpha* (Dreiss.) und Unionida (Säulen) 2011. Unten: Monatsmittel der Chlorophyll-a-Konzentration (Chl a; grüne Flächen, rechte Achse andere Skalierung für SCH) sowie theoretische Erhöhung dieser Werte unter Annahme verschiedener Filtrationsraten (FR; angegeben in L h⁻¹ g⁻¹ Trockengewicht). Den minimalen, mittleren und maximalen Szenarien liegen unterschiedliche Annahmen für die tägliche Muschelaktivität zugrunde (Faktor 0,4; 0,7; 0,9).

Diskussion

Obwohl sehr umfangreiche und detaillierte Basisdaten zur Muschel- und Zooplanktonbiomasse erhoben wurden, gestaltete sich die Kalkulation der Verlustraten des Phytoplanktons äußerst schwierig und die Belastbarkeit der Schätzungen muss noch geprüft werden. Ein Vergleich mit Modellsimulationen war im gegebenen Zeitrahmen nicht mehr möglich, wird aber angestrebt. Auf einige Besonderheiten wird im Folgenden eingegangen.

Vergleicht man die Verlustraten durch Zooplanktongrazing im Scharmützelsee und Langen See so fällt auf, dass die Raten ähnlich groß sind, obwohl die Biomassen von Phyto- und Zooplankton im Scharmützelsee nur etwa ein Viertel derjenigen im Langen See betrugen und die Grazingraten vergleichbar waren. Der Unterschied in der Biomasse wird durch das größere Volumen zu Flächenverhältnis (mittlere Tiefe) des Scharmützelsees kompensiert. Als Unsicherheit kommt beim Scharmützelsee hinzu, dass die Phytoplanktonproben während der thermischen Stagnation nur aus Epilimnion entnommen wurden, das Zooplankton jedoch aus der gesamten Wassersäule.

Tabelle 12 Eliminationsraten von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor für die Vegetationsperiode (April – Oktober) kalkuliert aus den Zooplankton-Grazingraten (Zoo) mittels PhytoLoss bzw. aus den Szenarien der Muschelfiltration basierend auf den Abundanzschätzungen der Muschelkartierung 2011 in den vier Modellgewässern (Abkürzungen s. Abbildung 40). Für das Zooplanktongrazing ist die Spannweite der Vegetationsmittel der verschiedenen Jahre bzw. Stationen, für die Muschelszenarien die Spannweite zwischen dem minimalen und maximalen Wert angegeben sowie die theoretische Verringerung der Chlorophyll a (Chl a)-Konzentration im Epilimnion bzw. der durchmischten Schicht.

Gewäs- ser	Gruppe	Jahr	Verringe- rung Chl a (%)	Eliminationsrate (mg m⁻² d⁻¹)		
				C	N	P
SCH	Zoo	2011-2013		356 – 442	59 – 72	8 - 11
	Muscheln	2011	2 - 28	1 – 26	0.2 – 4	0,03 – 0,6
LAN	Zoo	2011-2013		273 - 569	45 - 95	6 - 14
	Muscheln	2011	3 - 44	13 - 118	2 - 20	0,3 – 2,8
UHV1 - 3	Zoo	2011		353 – 1164	59 – 194	8 - 28
	Muscheln	2011	7 - 64	12 - 105	2 - 18	0,3 – 2,5
MUEG	Zoo			n.a.	n.a.	n.a.
	Muscheln	2011	7 - 62	25 - 222	4 - 37	0,6 – 5,3

Bei der Berechnung von Verlustraten durch Muschelgrazing zeigt sich ebenfalls der prägende Einfluss der Seebeckenmorphometrie. Die in Abbildung 42 und Tabelle 12 dargestellten Verluste von Chlorophyll a basieren auf dem kalkulierten Volumen, das von den Muscheln theoretisch filtriert wurde. Die Unterschiede zwischen den Gewässern entstehen durch die Biomasse sowie die Arten- und Größenzusammensetzung der Muschelpopulationen. Hier erreichten Müggelsee und Unterhavel vergleichbare Werte. Bei den flächenbezogenen Raten lag jedoch der Lange See etwas vor der Havel. Das ist jedoch nachvollziehbar, da der Wasserkörper des Langen Sees wesentlich kleiner und somit der relative Anteil der Litoralflächen, auf denen die Muscheln leben, wesentlich größer ist. Bei den anderen Gewässern kommen die muschelfreien Tiefenbereiche stärker zum Tragen.

Die ermittelten Eliminationsraten für Stickstoff liegen, insbesondere für das Zooplanktongrazing, in einer Größenordnung, die für den Stickstoffumsatz in den Gewässern relevant ist (s. Kap. 2.2.4). Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass das Grazing nicht nur als Verlust an sich von Bedeutung ist, sondern einen wesentlichen Prozess der Transformation von partikularer organischer Substanz darstellt. Die Partikel (z.B. Phytoplankton) werden zunächst durch die Filtrierer aufgenommen. Ein Teil der Nahrung wird jedoch als Fäces oder Pseudofäses wieder ausgeschieden. Dadurch kommt es beispielsweise zu einer Anreicherung von organischem Material in Muschelbänken, das wiederum auf vielfältige Weise den mikrobiellen Stoffkreislauf beeinflusst (z.B. Conroy et al. 2005). Zooplankton und Muscheln sind wichtige Glieder der Nahrungsketten und tragen zum Recycling und zur Elimination von Nährstoffen in Gewässern bei. Die Untersuchungen in NITROLIMIT haben das große Potenzial des Grazings zur Partikel- und Nährstoffelimination bestätigt. Gleichzeitig wurden erhebliche Defizite in der Nahrungsnetzstruktur, insbesondere bei der Größenstruktur des Zooplanktons, aufgezeigt. Das

bedeutet, dass eine Fischbewirtschaftung, die auf eine Verminderung der planktivoren Fischbiomasse abzielt, einen entscheidenden Beitrag zur Verbesserung der Gewässergüte leisten kann. Die Ausbreitung und Erhaltung insbesondere von Beständen heimischer Muschelarten sollte unterstützt werden, denn sie leisten nicht nur einen Beitrag zur Verbesserung der Gewässergüte, sondern tragen auch zu einer Erhöhung der Artenvielfalt und der Stabilisierung von benthischen Nahrungsketten bei.

Mit diesem Beitrag wird die Bedeutung funktionierender Nahrungsnetze für die Steuerung der Phytoplanktonbiomasse in Seen unterstrichen. Funktionalität, die zur Erhöhung des Selbstreinigungspotenzials von Gewässern führt, bietet somit Ansätze für ökologisch sinnvolle Managementstrategien.

Literatur

- Amler, M., Fischer, R. & Rogalla, N. (2000): Muscheln, Enke im Georg Thieme Verlag, 2000, Stuttgart, Germany.
- Conroy, J. D., Edwards, W. J., Pontius, R. A., Kane, D. D., Zhang, H. Y., Shea, J. F., Richey, J. N., Culver, D. A. (2005): Soluble Nitrogen and Phosphorus Excretion of Exotic Freshwater Mussels (*Dreissena* spp.): Potential Impacts for Nutrient Remineralisation in Western Lake Erie. *Freshwater Biology*, 50: 1146–1162.
- Deneke, R. & Maier, G. (Persönliche Mitteilung): Leitfaden zur Zooplanktonanalyse.
- Deneke, R., Maier, G. & Mischke, U. (Persönliche Mitteilung): Verfahrensvorschrift zur Ermittlung der Grazing-Effektstärke des Zooplanktons als Interpretationshilfe für Phytoplankton-Daten in der Seenbewertung. Stand: März 2013, Version 1.0d Beta.
- Harrandt, C. (2012a): Abschätzung der Verluste des Phytoplanktons durch Muschelfiltration. BTU-Cottbus, Bachelor Thesis.
- Harrandt, C. (2012b): Langzeitversuche zur Bestimmung von Filtrationsraten heimischer Großmuscheln bei verschiedenen Temperaturen. BTU-Cottbus, Studienprojekt.
- Jeppesen, E., Jensen, J. P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L. J. & Jensen, L. (1997): Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342/343: 151-164.
- Lorenz, S., Gabel, F., Dobra, N. & Pusch, M. (2013): Modelling the impacts of recreational boating on self-purification activity in a lowland river. *Freshwater Science*, 32, 1: 82-93.
- Miethling, D. (2012): Abschätzung der Muschelabundanz in Müggelsee, Langem See und Unterhavel auf der Basis von Transektkartierungen. BTU-Cottbus, Studienprojekt.
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & Nixdorf, B. (2008): Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. In U. Mischke & B. Nixdorf (Hrsg.), *Gewässerreport 10*, BTU Cottbus Aktuelle Reihe, 2/2008: 7-115.
- Müller, L. (2011): Bestimmung von Filtrationsraten der im Scharmützelsee vorkommenden Muschelarten, BTU-Cottbus, Bachelor Thesis.
- Nixdorf, B., Rücker, J., Dolman, A., Wiedner, C., Hilt, S., Kasprzak, P., Köhler, A., van de Weyer, K., Sandrock, S., Scharf, E.-M. & Willmitzer, H. (2013): Prozessverständnis als Grundlage für die Gewässerbewirtschaftung – Fallbeispiele für Limitation, Konkurrenz, Gewässerstruktur und Nahrungsnetzsteuerung. Korrespondenz Wasserwirtschaft, 6: 693-701.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D. & Vogel, A. (2011): Handlungsanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München.
- Rocha, O. & Duncan, A. (1985): The relationship between cell carbon and cell volume in freshwater algal species used in zooplanktonic studies. *Journal of Plankton Research*, 7: 279-294.
- Van de Weyer, K., Tigges, P., Korte, E., Pätzold, F., Meis, S. & Becker, E. (2012): Vegetationskartierung des Scharmützelsees, des Großen Müggelsees, der Unteren Havel und des Langer Sees im Rahmen des Projektes Nitrolimit im Jahr 2011. unveröff. Endbericht.

MODUL 2 STICKSTOFFEINTRÄGE UND GEWÄSSERINTERNE UMSETZUNGEN

2.1 Stickstoffeinträge

2.1.1 Stickstofffixierung durch Cyanobakterien

Jacqueline Rücker, Matthias Knie und Katja Becker (BTU-BG)

Hintergrund

Ein Pfad für den Stickstoffeintrag in Oberflächengewässer ist die Fixierung von molekularem Stickstoff aus der Atmosphäre durch Mikroorganismen, die das Enzym Nitrogenase besitzen. In Seen sind das vor allem Cyanobakterien der Ordnung Nostocales. Die extrem sauerstoffempfindliche Nitrogenase ist bei den Nostocales in spezialisierten, dickwandigen Zellen, den Heterocyten, lokalisiert, die ein anoxisches Milieu für das Enzym sichern (Fay 1992, Staal et al. 2003) und außerdem ein wichtiges taxonomisches Merkmal dieser Gruppe darstellen (Abbildung 1). Durch ihre Fähigkeit zur Fixierung von atmosphärischem Stickstoff erlangen Nostocales bei Stickstofflimitation einen entscheidenden Konkurrenzvorteil gegenüber Spezies ohne diese Fähigkeit (De Nobel et al. 1998, Dolman et al. 2012). Die N₂-Fixierung ist allerdings ein energetisch sehr aufwendiger Prozess (Staal et al. 2003), sodass die Wachstumsraten von Cyanobakterien bei diazotrophem Wachstum gegenüber dem Wachstum mit Ammonium oder Nitrat als Stickstoffquelle geringer sind. Aus dem Zusammenhang zwischen der Biomasse der Nostocales und der N₂-Fixierung ergeben sich die Unterschiede in den Größenordnungen der N-Einträge durch N₂-Fixierung, die Howarth et al. (1988) mit < 0,3 mg N m⁻² a⁻¹ für oligotrophe Seen, 13 - 94 mg N m⁻² a⁻¹ für mesotrophe Seen bzw. 200 mg - 9,2 g N m⁻² a⁻¹ für eutrophe Seen angeben.

Zielstellung

Es sollte geklärt werden, in welchem Umfang die Stickstofffixierung durch pelagische Cyanobakterien der Ordnung Nostocales zum gesamten Stickstoffeintrag in die Modellgewässer beiträgt. Dazu wurde die N₂-Fixierung im Jahresgang in vier Modellgewässern untersucht. Dabei kamen sowohl die Acetylen-Reduktionsmethode (acetylen reduction assay; ARA) als auch stabile Isotope (¹⁵N) zum Einsatz. Die Methodenentwicklung sowie Untersuchungen zum Einfluss von Licht und Temperatur auf die N₂-Fixierung wurden an Laborkulturen von Nostocales-Stämmen durchgeführt.

Material und Methoden

Experimente mit Cyanobakterienkulturen

Für die Untersuchung wurden Nostocales-Stämme aus zwei polymiktischen Flachseen sowie einem dimiktischen See der Scharmützelseeregion ausgewählt (Tabelle 1). Neben *Anabaena plantonica* aus dem Scharmützelsee und zwei jeweils aus dem Langen See und dem Scharmützelsee isolierten Stämmen von *Aphanizomenon gracile* wurde die invasive Art *Cylindrospermopsis raciborskii* aus dem Melangsee für die Experimente verwendet (Abbildung 1).

Die Cyanobakterien wurden zur Induzierung der N₂-Fixierung in einem stickstoffarmen Medium (Zehnder-Medium: Z8X modifiziert nach Kótai (1972)) semikontinuierlich auf Schüttlern in einem Pflanzenwachstumsschrank (Binder KBW 400) kultiviert und vor der Messung für mindestens eine Woche an die entsprechenden Bedingungen angepasst: Für die Untersuchung der Lichtabhängigkeit wurden die Kulturen bei Photonenflussdichten (PFD) von 50, 100 und 200 µE m⁻² s⁻¹ sowie einer

Temperatur von 20 °C angezogen. Für die Analyse des Temperatureinflusses wurden sie an Temperaturen von 15, 20 und 25 °C sowie eine PFD von 100 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ adaptiert. Zur Bestimmung des Biovolumens und der Heterocytenzahl nach Utermöhl (1958) wurden Unterproben mit Lugolscher Lösung fixiert.

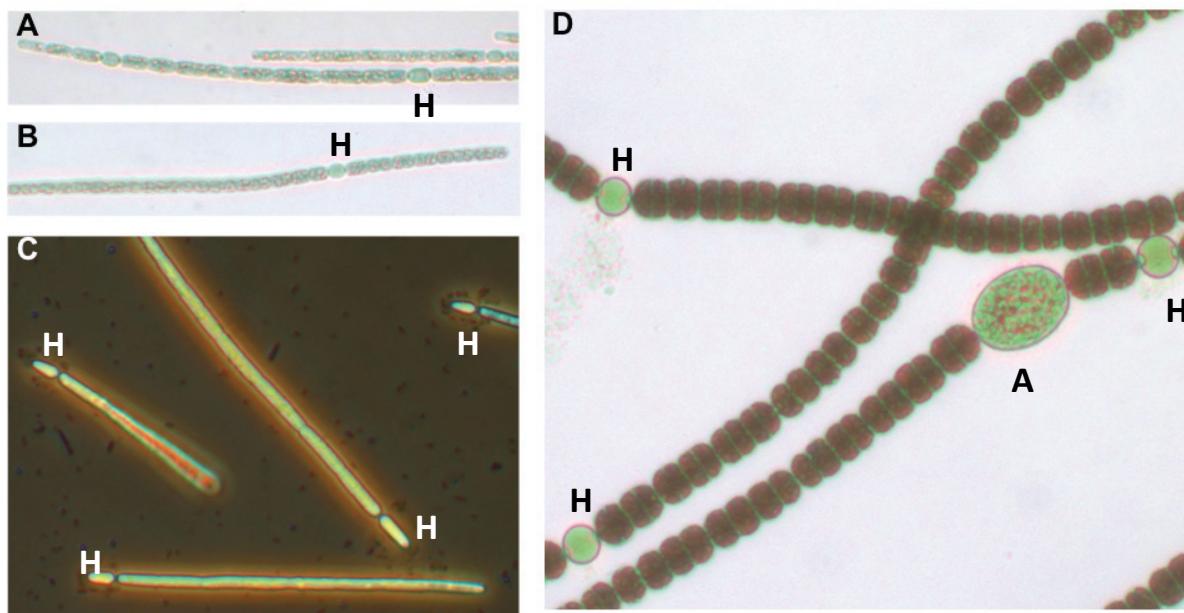


Abbildung 1 A - *Aphanizomenon gracile* (AB 2008/39) isoliert aus dem Langen See, B - *Aphanizomenon gracile* (AB 2008/18) aus dem Scharmützelsee, C - *Cylindrospermopsis raciborskii* (19 F 6) aus dem Melangsee und D - *Anabaena plantonica* (AB 2008/24) aus dem Scharmützelsee. H - Heterozyte (Ort der N₂-Fixierung), A - Akinete (Dauerzelle).

Tabelle 1 Herkunft der verwendeten Stämme; morphometrische Eigenschaften und Mixistyp (Di - dimiktisch, poly - polymiktisch) der Ursprungsgewässer (vgl. Ballot et al. 2010).

Art	Stamm	Ursprungs-gewässer	Mittl. Tiefe (m)	Max. Tiefe (m)	Mixist yp	Isolierer (Jahr)
<i>Anabaena plantonica</i>	AB2008/24	Scharmützelsee	8,9	29,5	Di	A. Ballot (2008)
<i>Aphanizomenon gracile</i>	AB2008/18	Scharmützelsee	8,9	29,5	Di	A. Ballot (2008)
<i>Aphanizomenon gracile</i>	AB2008/39	Langer See	2,2	3,8	Poly	A. Ballot (2008)
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	19 F 6	Melangsee	1,6	3,3	Poly	K. Preussel (2004)

Freilanduntersuchungen

Für die Jahre 2011 und 2012 wurden Scharmützelsee, Langer See und Müggelsee untersucht, die Unterhavel nur 2012. Jeweils von Juni bis Oktober wurden 14tägig Proben genommen und über ein 25 μm -Planktonnetz aufkonzentriert. 2012 wurde jeweils ein Teil der aufkonzentrierten Proben zur mikroskopischen Bestimmung des Biovolumens der Nostocales mit Lugolscher Lösung fixiert. Da für

2011 keine fixierten Proben vorlagen, konnten die Ergebnisse nicht quantitativ ausgewertet werden. Die Stickstofffixierung wurde 2011 und 2012 mittels Acetylen-Reduktionsmethode gemessen. Demgegenüber wurde im Jahr 2013 die N₂-Fixierung über die Inkorporation des stabilen Stickstoffisotops ¹⁵N im Müggelsee und im Langen See bestimmt. Dazu wurden von Juni - Oktober 2013 alle 14 Tage Mischproben des durchmischten Teils der Wassersäule genommen. Große Zooplankter wurden mit einem 200 µm Netz entfernt. Ausgenommen davon waren die Proben des Müggelsees im Juli und August 2013. Wegen des Vorkommens von *Aphanizomenon-flos-aquae*-Kolonien wurde auf das Sieben verzichtet, um eine Veränderung der Phytoplanktonzusammensetzung zu vermeiden.

Acetylen-Reduktionsmethode (ARA)

Zur Bestimmung der Stickstofffixierung mit der Acetylen-Reduktionsmethode (Capone 1993, Stewart et al. 1968, Hardy et al. 1968) wurden aus einer Cyanobakterienkultur bzw. Wasserprobe jeweils drei Parallelen von 7 mL in gasdichten 20 mL-Glasgefäßen mit 1,4 mL Acetylen versetzt. Anstelle des molekularen Stickstoffs setzt das für den Fixierungsprozess verantwortliche Enzym Nitrogenase das Substrat Acetylen ausschließlich zu Ethylen um. Die Konzentration des Endproduktes Ethylen wurde gaschromatographisch am Lehrstuhl Biotechnologie der Wasseraufbereitung der BTU Cottbus bestimmt. Die Inkubation erfolgte im Pflanzenwachstumsschrank unter den gleichen Bedingungen wie die Anzucht der Kulturen für etwa 2,5 h. Seewasserproben wurden bei *in-situ*-Temperatur und *in-situ*-Lichtintensität sowie 200 µE m⁻² s⁻¹ inkubiert. Bei der Berechnung der N₂-Fixierungsraten im Freiland wurde die Aufkonzentrierung der Probe berücksichtigt und ein Konversionsfaktor von 7 mol Ethylen in 1 mol N₂ verwendet. Dieser Faktor ist durch ein Vergleichsexperiment zur Bestimmung der N₂-Fixierungsraten mittels ARA und ¹⁵N an einer *Aphanizomenon-gracile*-Kultur ermittelt worden (Kolzau, unveröff.). Da die in der Literatur angegebenen Konversionsfaktoren zwischen 3 und 12 variieren (Zusammenfassung in Howarth et al. 1988), muss die Bestimmung des Konversionsfaktors zur Absicherung der Ergebnisse wiederholt werden.

¹⁵N-Methode

Alternativ zur ARA wurde die Stickstofffixierungsrate für die Seeproben 2013 über den Einbau von ¹⁵N₂ während einer 24stündigen Inkubation bei *in-situ*-Temperatur und zwei unterschiedlichen Photonenflussdichten (50 und 100 µE m⁻² s⁻¹) ermittelt. Blasenfrei abgefüllten Proben wurde ¹⁵N₂-Gas (98 %) zugesetzt (1 mL ¹⁵N₂ L⁻¹). Die Inkubation erfolgte in 600 ml-PE-Flaschen. Um eine konstante Durchmischung der Proben in den Flaschen zu bewirken, den Gradienten der Lichtintensität im Klimaschrank auszugleichen und die Sedimentation der Algen zu minimieren, wurden die Flaschen mit einer Glaskugel (Durchmesser 2,6 cm) auf schräg gestellten rotierenden Scheiben (ca. 10 Umdrehungen min⁻¹) inkubiert (Abbildung 2). Am Ende der Inkubation wurde das partikuläre Material auf Filter (MN 85/90) gezogen. Das ¹⁴N/¹⁵N-Verhältnis wurde am IOW, Warnemünde, Arbeitsgruppe Dr. Voss gemessen (siehe Kapitel 1.2.2). Zur Berechnung der flächenbezogenen N-Einträge wurde beim Scharmützelsee das Volumen des Epilimnions, beim Müggelsee das Volumen bis zur mittleren Tiefe von 5 m, beim Langen See das gesamte Seevolumen berücksichtigt.

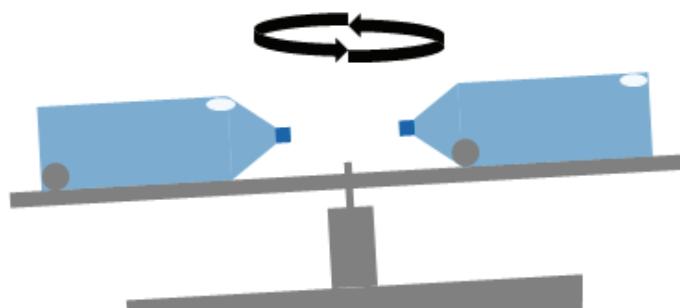


Abbildung 2 Schematische Darstellung der rotierenden Scheiben zur Messung der N₂-Fixierung im Pflanzenwachstumsschrank mit stabilen Isotopen für den Jahresgang 2013 im Langen See und Müggelsee.

Ergebnisse

Licht- und Temperaturabhängigkeit der N₂-Fixierung (Laborstudien)

Bei den Untersuchungen zur Lichtabhängigkeit der N₂-Fixierung ließen sich stammspezifische Reaktionsmuster erkennen (Becker et al. 2013). So nahm die N₂-Fixierung bei dem aus dem Scharmützelsee isolierten *Anabaena-planktonica*-Stamm und bei dem aus dem Melangsee stammenden *Cylindrospermopsis-raciborskii*-Stamm mit steigender Lichtintensität zu, bei dem *Aphanizomenon-gracie*-Stamm aus dem Scharmützelsee jedoch ab. Der *Aphanizomenon-gracie*-Stamm aus dem Langen See hingegen zeigte die höchste Fixierungsrate bei 100 µmol Photonen m⁻² s⁻¹ (Abbildung 3A, 3B). Bei den Experimenten zum Einfluss der Temperatur auf die N₂-Fixierung war nur beim *A.-gracie*-Stamm aus dem Scharmützelsee und dem *C.-raciborskii*-Stamm ein steigender Trend mit zunehmender Temperatur zu erkennen (Abbildung 3D, 3E). Abbildung 3 verdeutlicht außerdem den Einfluss der Bezugsgröße für die Interpretation der Daten. Auf Grund der relativ großen Heterocyten (vgl. Abbildung 1), erreicht der *Anabaena-planktonica*-Stamm die höchsten Fixierungsrationen bezogen auf die Heterocytenzahl, *C. raciborskii* dagegen die niedrigsten. Bezieht man jedoch die Fixierung auf das Biovolumen der Heterocyten, kehrt sich die Relation um (Abbildung 3A und B bzw. 3D und E), denn das mittlere Heterocytenbiovolumen von *A. planktonica* beträgt 258 µm³, für *C. raciborskii* nur 13 µm³. Die Unterschiede der Heterocytenbiovolumina sind insbesondere bei *Anabaena*-Arten besonders groß. Bei den 12 im Scharmützelseegebiet nachgewiesenen Arten bewegen sich die Heterocytenbiovolumina zwischen 37 und 370 µm³, für *Aphanizomenon*-Arten zwischen 20 und 63 µm³.

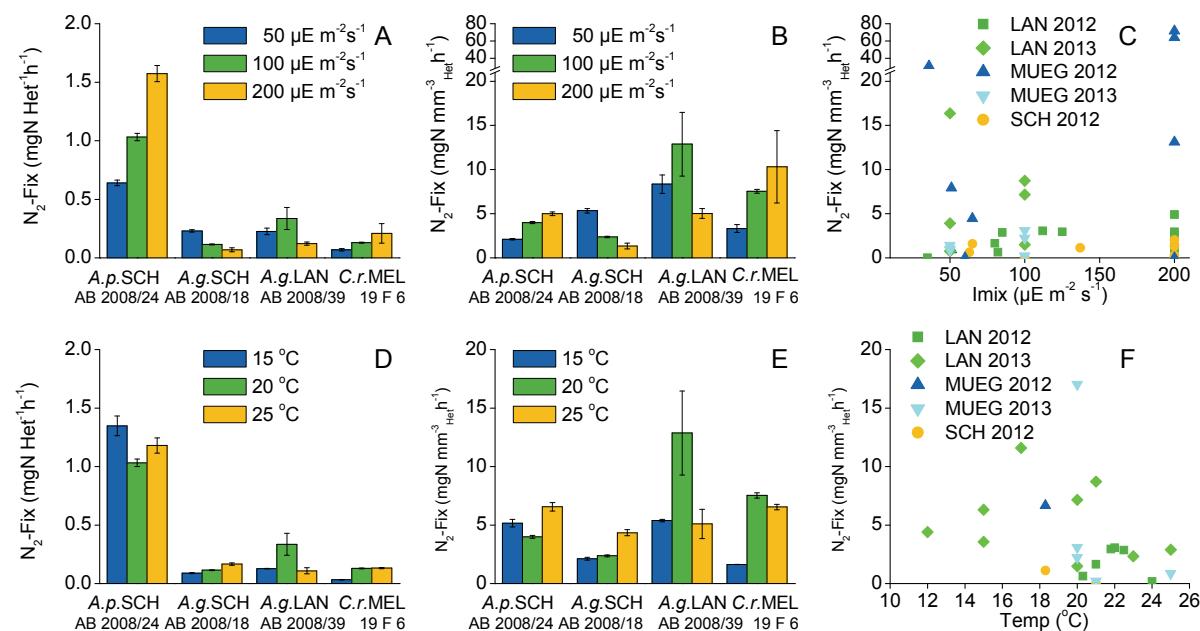


Abbildung 3 Spezifische N₂-Fixierungsrationen von Nostocales-Stämmen kultiviert bei 20°C und verschiedenen Lichtintensitäten (A, B) im Vergleich zu Messwerten aus dem Freiland, an Terminen mit *in-situ*-Temperaturen von 19 - 21 °C (C). Untere Reihe: Stämme kultiviert bei einer Lichtintensität von 100 µE m⁻² s⁻¹ und verschiedenen Temperaturen (D, E) im Vergleich zu Messwerten aus dem Freiland bei *in-situ*-Lichtintensitäten (Imix) von 75 - 100 µE m⁻² s⁻¹ (F). A und D bezogen auf die Heterocytenzahl; B, E, C, F bezogen auf Heterocytenbiovolumen. A.p.: *Anabaena planktonica*; A.g.: *Aphanizomenon gracile*; C.r.: *Cylindrospermopsis raciborskii* isoliert aus SCH: Scharmützelsee, LAN: Langer See oder MEL: Melangsee; MUEG: Müggelsee.

N₂-Fixierung in den Modellgewässern (Freilanduntersuchungen)

In den Abbildungen 4 - 6 sind die Jahresgänge der N₂-Fixierung für den Langen See, Müggelsee und Scharmützelsee gemeinsam mit dem Biovolumen der Nostocales und dem Nährstofflimitationszustand des Phytoplanktons (vgl. Kap. 1.2.2) dargestellt. Für die beiden Flachseen (LAN und MUEG) zeigt sich sehr deutlich, dass das Vorkommen von stickstofffixierenden Cyanobakterien mit den Phasen der N-Limitation einhergeht (Abbildung 4 und 5). Besonders augenfällig wird das beim Müggelsee, wenn man die Jahre 2011 und 2013 mit 2012 vergleicht, als die Phase der N-Limitation schon im Mai begann und bis Oktober anhielt. In diesem Jahr wurden Anfang September im Müggelsee auch die höchsten N₂-Fixierungsraten von 51 µg N L⁻¹ d⁻¹ bei *in-situ*-Licht (40 µE m⁻² s⁻¹) bzw. 118 µg N L⁻¹ d⁻¹ bei 200 µE m⁻² s⁻¹ bestimmt. Auf Grund des verspäteten Projektstartes war der Versuchsansatz zur Bestimmung der Acetylenreduktion 2011 noch nicht ausgereift, so dass diese Ergebnisse nicht quantitativ ausgewertet werden konnten. In den Abbildung 4 - 6 ist durch „+“ und „-“ symbolisiert, ob zu einem Zeitpunkt Acetylenreduktion, also N₂-Fixierung, nachgewiesen werden konnte oder nicht. Demnach wurde 2011 im Müggelsee an nur einem Termin N₂-Fixierung nachgewiesen (Abbildung 5). 2013 wurde der höchste Wert von nur 0,6 µg N L⁻¹ d⁻¹ im August erreicht.

Im Gegensatz zum Müggelsee wurden im Langen See 2012 und 2013 ähnlich hohe N₂-Fixierungspotenziale von ca. 11 µg N L⁻¹ d⁻¹ bei *in-situ*-Licht und ca. 17 µg N L⁻¹ d⁻¹ bei 200 µE m⁻² s⁻¹ bestimmt, was einem N-Eintrag von rund 38 mg N m⁻² d⁻¹ entspricht (Abbildung 4). Demgegenüber sind Einträge von 100 - 500 mg N m⁻² d⁻¹, wie sie 2012 kurzzeitig für den Müggelsee bestimmt wurden, viel größer. Aus den sehr unterschiedlichen Raten ergeben sich für die beiden Untersuchungsjahre für den Müggelsee stark variable Jahressummen der N-Einträge über N₂-Fixierung von 3,2 - 8 g N m⁻² a⁻¹ im Jahr 2012 bzw. 0,05 - 0,1 g N m⁻² a⁻¹ für 2013. Für den Langen See lagen die Werte in beiden Jahren zwischen 1 und 2 g N m⁻² a⁻¹ (Tabelle 2). Um diese Befunde abzusichern, sind weitere Freilanduntersuchungen für NITROLIMIT 2 geplant.

Im Scharmützelsee, der überwiegend P-limitiert war (Abbildung 6), wurden 2012 nur sehr niedrige N₂-Fixierungsraten gemessen, weshalb 2013 keine weiteren Untersuchungen mehr durchgeführt wurden. Gleiches gilt für die Untere Havel, in der 2012 gar keine N₂-Fixierung nachgewiesen werden konnte (ohne Darstellung). Dort erreichten die Nostocales in allen Untersuchungsjahren nur sehr geringe Biovolumina (zwischen 0,05 und 1,3 mm³ L⁻¹ in den Sommermonaten; vgl. Kap. 1.2.1).

Tabelle 2 Stickstoffeinträge in die Modellgewässer durch N₂-Fixierung angegeben als Jahresteinträge bzw. Spannbreite der Einträge für Tage, an denen N₂-Fixierung nachgewiesen wurde (i.d.R. Juni - September. Die Messungen der N₂-Fixierung erfolgten 2012 mit der Acetylen-Reduktionsmethode, 2013 mit stabilen ¹⁵N-Isotopen. Die Seewasserproben wurden jeweils bei *in-situ*-Temperatur und 2012 bei *in-situ*-Lichtintensität bzw. 200 µE m⁻² s⁻¹, 2013 bei 50 µE m⁻² s⁻¹ bzw. 100 µE m⁻² s⁻¹ inkubiert.

Lichtintensität (µE m ⁻² s ⁻¹)	Langer See		Müggelsee		Scharmützelsee	
	<i>in vivo</i> / 50	200 / 100	<i>in vivo</i> / 50	200 / 100	<i>in vivo</i> / 50	200 / 100
N-Einträge pro Jahr (g N m ⁻² a ⁻¹)						
2012	1,06	1,41	3,19	8,03	0,25	0,31
2013	1,20	2,00	0,05	0,11		
N-Einträge in den Sommermonaten (mg N m ⁻² d ⁻¹)						
2012	2 - 24	1 - 39	13 - 215	16 - 499	1 - 10	1 - 13
2013	1 - 25	5 - 35	0,1 - 1	0,2 - 3		

Das spezifische N_2 -Fixierungspotenzial bezogen auf das Biovolumen der Nostocales lag im Langen See und Müggelsee meist unter $15 \mu\text{g N mm}^{-3} \text{d}^{-1}$ (Abbildungen 4, 5). Die hohen Werte, die zu Beginn der Nostocales-Entwicklung im Juni/Juli 2013 im Langen See ermittelt wurden, werden auf die große Empfindlichkeit der ^{15}N -Methode auf der einen Seite und den relativ großen Zählfehler bei der Bestimmung von geringen Biovolumina bzw. Heterocytenzahlen, wie sie in dieser Zeit vorherrschten, auf der anderen Seite zurückgeführt. Während des Fixierungsmaximums im August und September 2012 im Müggelsee wurden Werte bis $40 \mu\text{g N mm}^{-3} \text{Nostocales d}^{-1}$ erreicht. Mit Ausnahme von 3 Werten liegen die auf das Heterocytenbiovolumen bezogenen N_2 -Fixierungspotenziale in der gleichen Größenordnung wie die in den Kulturversuchen ermittelten (Abbildung 3B, C, E, F). (Es sei allerdings noch einmal auf die großen Unsicherheiten bei den Konversionsfaktoren von Acetylenen in N_2 hingewiesen.) Auch bei den Freilandmessungen deutet sich an, dass bei hohen Temperaturen und teilweise auch bei hohen Lichtintensitäten die N_2 -Fixierung niedriger als im mittleren Licht- und Temperaturbereich ist. Weitere Untersuchungen dazu sind notwendig.

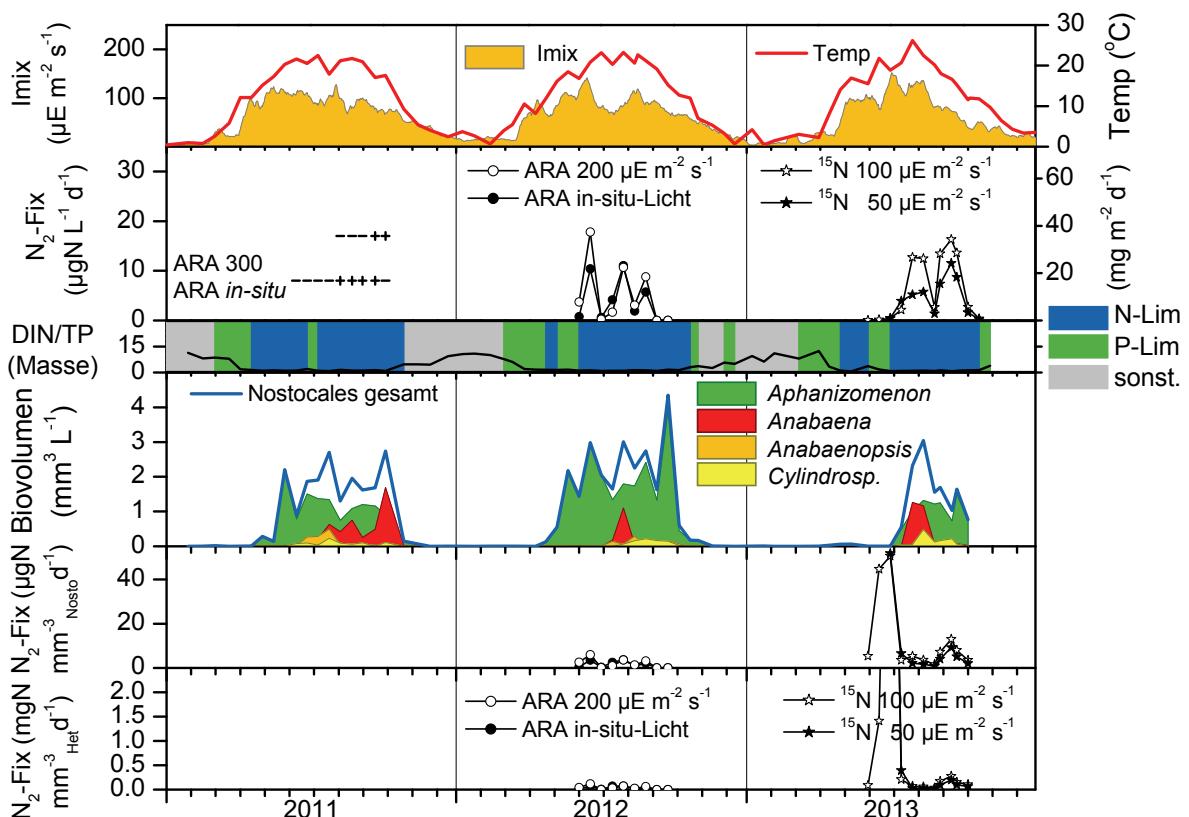


Abbildung 4 Jahresgänge von Temperatur (Temp), Lichtdargebot in der durchmischten Schicht (Imix); Stickstofffixierungspotenzial gemessen mit der Acetylen-Reduktionsmethode (ARA) bzw. stabilen Isotopen (^{15}N) jeweils bei *in-situ*-Temperatur und verschiedenen Lichtintensitäten inkubiert; Limitationszustand des Phytoplanktons (vgl. Abbildung Jahresgänge Kap. 1.2.1) und Verhältnis von gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN) zu TP; Biovolumen von Nostocales-Gattungen (N_2 -Fixierer) sowie Nostocales gesamt (blaue Linie); N_2 -Fixierung bezogen auf Nostocales-Biovolumen im Langen See 2011 - 2013.

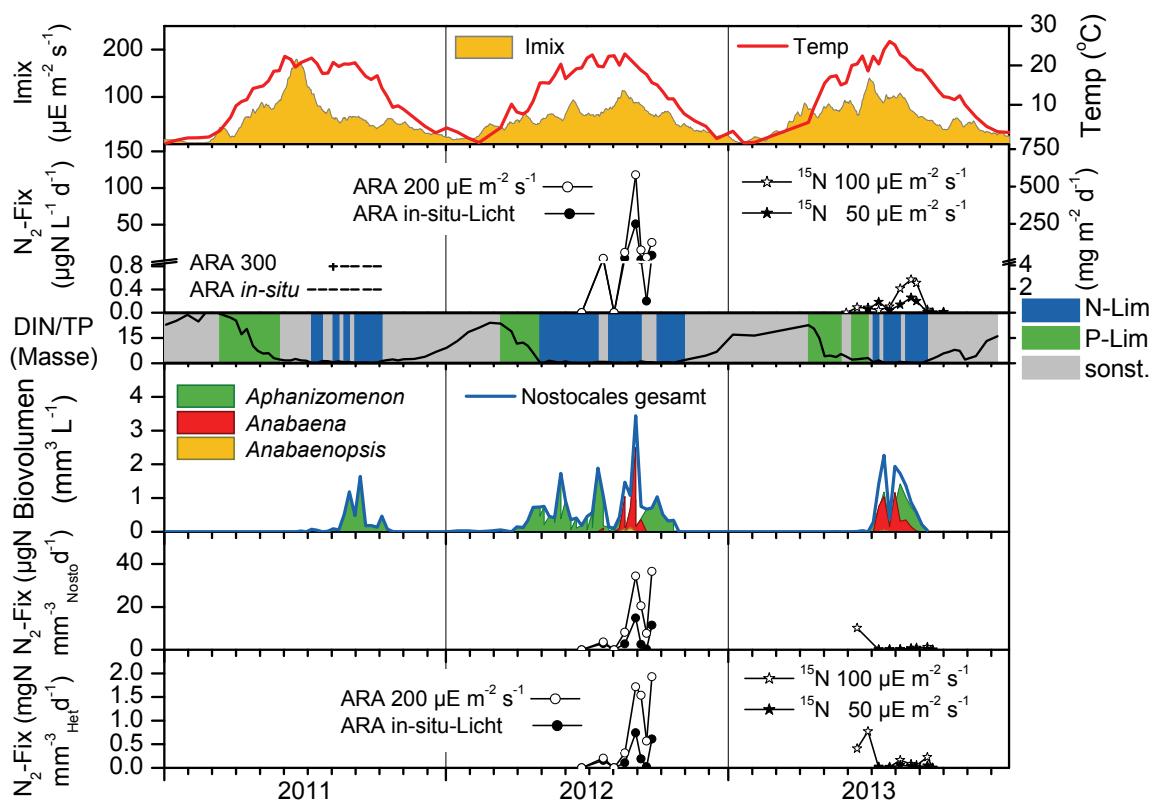


Abbildung 5 Wie Abbildung 4 für den Müggelsee 2011 - 2013.

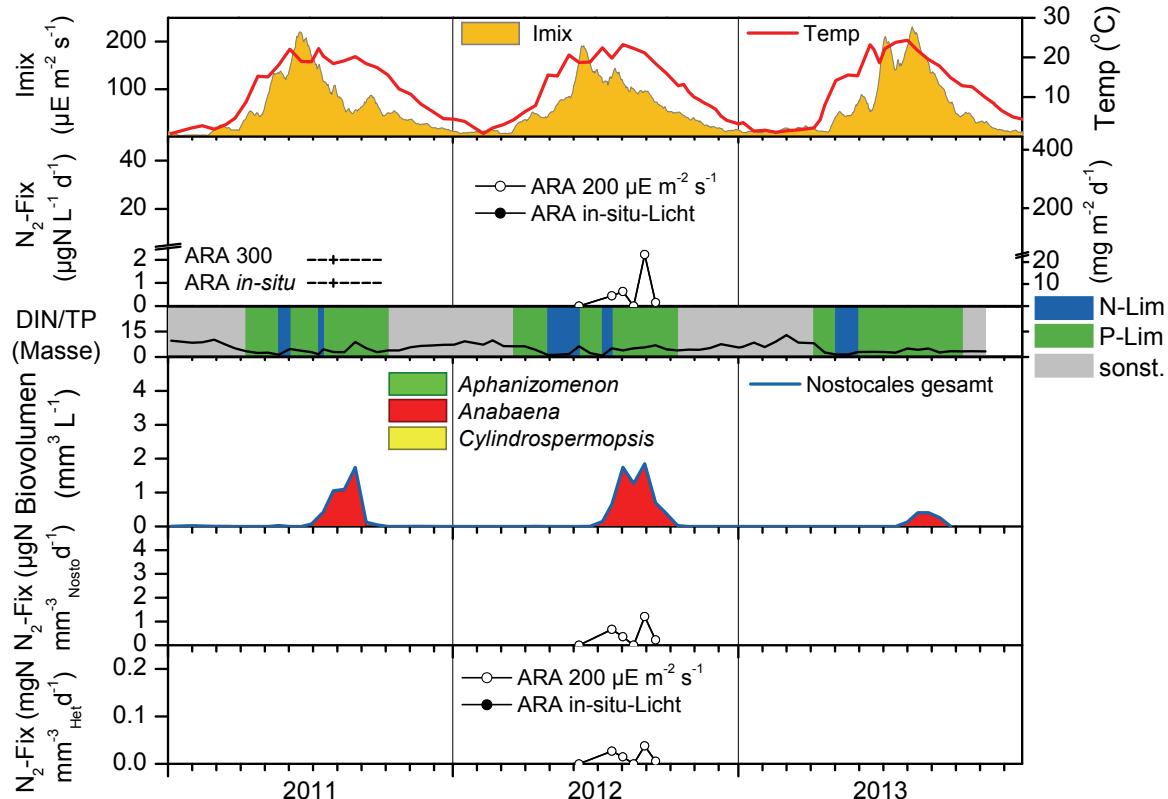


Abbildung 6 Wie Abbildung 4 für den Scharmützelsee 2011 - 2013.

Diskussion

Die Messungen der Jahresgänge zeigten, dass N₂-Fixierung an das Vorkommen von Cyanobakterien der Ordnung Nostocales im Pelagial der Seen gebunden war, wobei die Nostocales-Phasen in ihrer Länge und Biomasseausprägung in den beiden Flachseen Müggelsee und Langer See mit den stickstofflimitierten Phasen des Phytoplanktons übereinstimmten. Die N-limitierte Phase war im Müggelsee 2012 besonders stark ausgeprägt, d.h. sie begann früher als in den anderen Jahren, dauerte länger und wurde nur selten von Phasen ohne Nährstofflimitation unterbrochen. In diesem Jahr wurden mit 118 µg N L⁻¹ d⁻¹ die höchsten Fixierungsraten gemessen. Diese Werte liegen allerdings weit unter den Werten von 2 - 7 mg N L⁻¹ d⁻¹, die Dudel (1989) in den Jahren 1980 - 84 im Müggelsee gemessen hatte. Allerdings besteht beim Vergleich und der Interpretation von Messungen mit der Acetylen-Reduktionsmethode immer eine Unsicherheit, wenn die Messungen nicht direkt mit stabilen Isotopen kalibriert wurden (Howarth et al. 1988) wie das hier der Fall ist. Trotz aller Unsicherheit scheinen die Ergebnisse aus dem Jahr 2012 nicht unplausibel.

Die berechneten N₂-Einträge durch Stickstofffixierung für die drei NITROLIMIT-Modellgewässer liegen mit Ausnahme des Müggelsees im Jahr 2013 in dem von Howarth et al. (1988) angegebenen Bereich für eutrophe Seen (200 mg - 9,2 g N m⁻² a⁻¹). Der Scharmützelsee liegt mit 250 - 310 mg N m⁻² a⁻¹ am unteren Ende des Bereiches, was seinem meso- bis schwach eutrophem Charakter entspricht. Der Müggelsee mit 3,2 - 8 g N m⁻² a⁻¹ lag im Jahr 2012 dagegen am oberen Ende des Bereiches. Der Lange See, der von allen drei Seen die höchsten Nostocales-Biovolumina aufwies und ebenso wie der Müggelsee im Sommer überwiegend stickstofflimitiert war, lag mit 1 - 2 g N m⁻² a⁻¹ ebenfalls eher im unteren Bereich. Die sehr niedrigen Einträge von 50 - 100 mg N m⁻² a⁻¹, die 2013 für Müggelsee bestimmt wurden, entsprachen mesotrophen Seen. Die vergleichsweise geringen Fixierungsraten im eutrophen Langen See und die extremen Jahr-zu-Jahr-Unterschiede im Müggelsee bei vergleichbaren Nostocales-Biovolumina deuten auf eine Limitation der N₂-Fixierung hin. Die häufigsten limitierenden Faktoren können Licht, Phosphor, aber auch Spurenelemente sein, die für die Nitrogenaseaktivität essenziell sind wie Eisen oder Molybdän (Wurtsbaugh 1988). Untersuchungen zu den limitierenden Faktoren der N₂-Fixierung sind daher notwendig.

Die Experimente mit den Nostocales-Kulturen zeigten darüber hinaus, dass art- und stammspezifische Unterschiede bezüglich der Abhängigkeit der N₂-Fixierung von Licht und Temperatur bestehen (Becker et al. 2013). Auch der demonstrierte Einfluss der Bezugsgröße (Heterocytenzahl oder Heterocytenvolumen) macht eine Abschätzung des N-Eintrages über N₂-Fixierung aus dem Biovolumen der Nostocales, das ja für weitaus mehr Seen und Jahre vorliegt als direkte Messungen der N₂-Fixierung, sehr kompliziert. Dennoch sollen in NITROLIMIT 2 weitere Anstrengungen unternommen werden, sich diesem Problem zu nähern und die Frage zu beantworten, in welchem Maße Nostocales ein N-Defizit in Gewässern durch N₂-Fixierung kompensieren können. Die bisherigen Messungen bestätigen, dass die N₂-Fixierung einerseits eine saisonal auf die Sommermonate mit Nostocales-Vorkommen begrenzte Bedeutung hat, andererseits in dieser Periode beträchtlich zum N-Eintrag und damit zur Stabilisierung der nostocalen Cyanobakterien und zur Verschlechterung des Gewässerzustandes beitragen kann. .

Literatur

- Ballot, A., Fastner, J. & Wiedner, C. (2010): Paralytic shellfish poisoning toxin-producing cyanobacterium *Aphanizomenon gracile* in Northeast Germany. Applied and Environmental Microbiology, 76: 1173-1180.
Becker, K., Rücker, J., & Nixdorf, B. (2013): Licht- und Temperaturabhängigkeit der Stickstofffixierung planktischer Nostocales. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 118-123.

- Capone, D. G. (1993): Determination of nitrogenase activity in aquatic samples using the acetylene reduction procedure. In: Kemp, P. F., Sherr, B. F., Sherr, E. B. & Cole, J. J., eds., *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Lewis Publishers, Boca Raton: 621-631.
- De Nobel, W. T., Matthijs, H. C. P., Von Elert, E. & Mur, L. R. (1998): Comparison of the light-limited growth of the nitrogen-fixing cyanobacteria *Anabaena* and *Aphanizomenon*. *New Phytologist* 138: 579-587.
- Dolman, A. M., Rücker, J., Pick, F. R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U. & Wiedner, C (2012): Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. *PLoS ONE* 7(6): e38757. doi:10.1371/journal.pone.0038757.
- Dudel, G. (1989): Über die Bedeutung der Luftstickstoffbindung durch Blaualgen (Cyanobakterien) für den Stickstoffhaushalt eutropher Gewässer. Dissertation HU Berlin.
- Fay, P. (1992): Oxygen relations of nitrogen fixation in cyanobacteria. *Microbiol. Rev.*, 56: 340-373.
- Hardy, R. W. F., Holsten, R. D., Jackson, E. K. & Burns, R. C. (1968): The acetylene-ethylene assay for N₂ fixation: laboratory and field evaluation. *Plant Physiol.*, 43: 1185-1207.
- Howarth, R. W., Marino, R., Lane, J. & Cole, J. J. (1988): Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance. *Limnol. Oceanogr.*, 33 : 669-687.
- Kótai, J. (1972): Instructions for preparation of modified nutrient solution Z8 for algae, publication B-11/69. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway.
- Staal, M., te Lintel Hekkert, S., Harren, F. J. M., Stal, L. J. (2003): Effects of O₂ on N₂ fixation in heterocystous cyanobacteria from the Baltic Sea. *Aquat Microb Ecol.*, 33: 261-270.
- Stewart, W. D. P., Fitzgerald, G. P. & Burris, R. H. (1968): Acetylene reduction by nitrogen fixing blue-green algae. *Arch. Microbiol.*, 62: 336-348.
- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol.*, 9: 1-38.
- Wurtsbaugh, W. A. (1988): Iron, molybdenum and phosphorus limitation of N₂ fixation maintains nitrogen deficiency of plankton in the Great Salt Lake drainage (Utah, USA). *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 23: 121-130.

2.1.2 Atmosphärische Stickstoffdeposition

Marc Kupetz, Peter Casper (IGB)

Hintergrund

Stickstoff ist für den trophischen Zustand vieler Binnengewässer von elementarer Bedeutung, wie im Projekt NITROLIMIT gezeigt werden konnte. Neben den gewässerinternen Umsetzungen sind es vor allem externe Frachten, die für den N-Gehalt und damit für Umsatzprozesse von Bedeutung sind. Der relative Anteil der atmosphärischen Deposition an der N-Fracht hat sich in den vergangenen Jahrzehnten erhöht. Durch die anthropogene Produktion reaktiver Stickstoffverbindungen nahm die Stickstoffkonzentration in der Deposition um ein Vielfaches zu (Galloway et al. 2004).

Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen erfolgt in Form von Feststoffen (Nitrate und organische N-Verbindungen), deren wasserlösliche Verbindungen in Regen und Feuchtaerosolen sowie Gasen (Ammoniak, Stickoxide). Unterschiede in der Deposition sind von einer Vielzahl an Faktoren abhängig. So ist beispielsweise die verkehrsbedingte Konzentration an Stickoxiden (NO_x) im städtischen Raum höher als im ländlichen Gebiet, welches wiederum bei angesiedelter Viehwirtschaft eine bedeutsame Quelle an Ammoniak (NH_3) für die Atmosphäre darstellen kann. Die Art und Dichte der Vegetationsdecke am Boden bestimmen, wie sehr Deposition zurückgehalten oder wieder aufgewirbelt wird, und schließlich ist die Vegetation durch Pollenflug selbst eine saisonal bedingte Stickstoffquelle.

Die bisherigen Modelle zum atmosphärischen Stofftransport fußen auf formulierten physikalisch-chemischen Gesetzmäßigkeiten und bereits erhobenen Langzeitdaten atmosphärischer Deposition. Sie erfordern jedoch eine fortgesetzte Prüfung durch aktuelle Messdaten, um sie an die komplexen Gegebenheiten besser approximieren zu können.

Ziele

Ziel ist die Quantifizierung der atmosphärischen Deposition von Gesamtstickstoff (TN) und gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) auf die Wasseroberfläche der Projektgewässer. Dies wird den im Moneris Modell (Modul 3) genutzten Daten des europäischen EMEP-Modells (European Monitoring and Evaluation Programme 2012) und den MAPESI-Modelldaten des Umweltbundesamtes (Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact; UBA 2007) gegenübergestellt.

Methoden

Eine Übersicht über die Lage der jeweiligen Sammlerstellen an den Modellgewässern ist in Abbildung 7 gegeben. Für die Modellgewässer Mittlere Elbe und Langer See fanden aus logistischen Gründen keine Messungen der atmosphärischen Stickstoffdeposition statt.

In bulk-Depositionssammlern werden zugleich der trockene (Gas und Staub) sowie der feuchte Eintrag (z.B. Regen, Schnee, Tau, Nebel) gesammelt. Dazu dienen offene Regensammler vom Typ RS200 (200 mm Trichterdurchmesser, runde wirksame Sammelfläche 314 cm²) der Firma UGT (Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg).

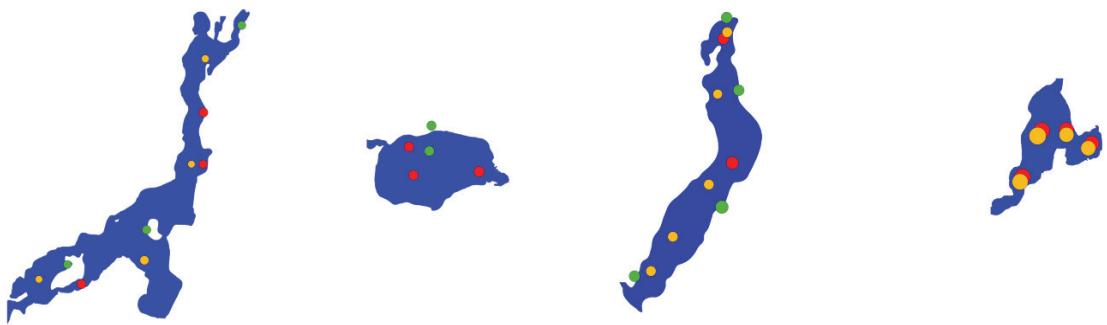


Abbildung 7 Untersuchungsstellen auf und an den Gewässern Untere Havel, Müggelsee, Scharmützelsee, Langer See (von links nach rechts, Langer See um Faktor 2 vergrößert). Die Stationen von Depositionssammlergruppen sind grün markiert, weiterhin die Orte der Emissionsmessungen (rot) und Sedimententnahmen (gelb) (siehe Kapitel 2.2.3 Lachgas (N_2O)-Emissionen).

Außerdem kamen zwei temperierbare Depositionssammler vom Typ BUS125 (252 mm Trichterdurchmesser, runde wirksame Sammelfläche 500 cm^2) der Firma Eigenbrodt (Eigenbrodt GmbH, Königsmoor) zum Einsatz. Die ganzjährig konstante Temperatur wirkt einer erhöhten mikrobiellen Aktivität im Sammelwasser bei hohen sommerlichen Temperaturen und somit einem Verlust von Stickstoffverbindungen (z.B. als N_2) entgegen. Im Winter verhindert die Heizung ein An- oder Einfrieren des Niederschlages. Der Einsatz der verschiedenen Sammler ist in Tabelle 3 zusammengefasst.

Die Analyse der TN und DIN Konzentrationen der Proben erfolgte mittels flow-injection-analysis (FIA, FOSS, Schweden). Befand sich zum Zeitpunkt der Probenahme weniger als 100 ml oder kein Wasser im Sammiergefäß, wurden 200 ml entionisiertes Wasser für die Spülung des Trichters und Lösen beziehungsweise Suspension der trockenen Depositionsbestandteile verwendet. Proben mit sichtbaren Kontaminationen (z.B. Vogelkot im Trichter, Trübung oder Insekten im Sammelwasser) wurden verworfen.

Zur statistischen Analyse nicht sichtbarer Kontaminationen wurden Mittelwert (MW) und Median (MD) aller Konzentrationswerte (x_n) der Probenahme berechnet und jeweils mit der 1,5fachen Standardabweichung summiert. War der einzelne Konzentrationswert (x_i) größer als die Summe von MW oder MD mit der 1,5fachen Standardabweichung, so wurde x_i unter erneuter Prüfung mit den übrigen Werten verworfen. War x_i jeweils größer als beide Summen, wurde der Wert ohne zusätzliche Prüfung aus der Depositionsberechnung entfernt.

Am Beispiel der Unteren Havel soll ein Vergleich zwischen den verschiedenen Standorten der Depositionssammler an einem Gewässer gezogen werden, um zu einer Abschätzung zu kommen, wie sehr sich lokale Einflüsse auf das Messergebnis auswirken können. Die als seannah bezeichneten Standorte befanden sich im Litoral des Gewässers, landseitige Standorte auf Land in Ufernähe, zumeist in einem Radius von < 5 m mit niedriger Vegetation und ab 25 m mit Bäumen. Als Standorte wurden das nordwestliche Ufer der Pfaueninsel (Land), das westliche Ufer der Halbinsel Schwanenwerder (Land) und das Westufer des Stößensees (Litoral) im nördlichen Teil der Unteren Havel ausgewählt. Die Standorte weisen jedoch durch ihre Umgebung stets Heterogenitäten auf. Insgesamt konnte nur ein seeseitiger Standort (> 100 m Entfernung vom Ufer auf der Messplattform des IGB Berlin) im Müggelsee eingerichtet werden, dieser ist nicht Gegenstand des hier angeführten Vergleiches.

Tabelle 3 Übersicht zu Methodik und Sammlerstandorten an den beprobten Modellseen.

	MUEG	SCH	UHV
Sammlertyp (Anzahl gesamt)	RS200 (2) BUS125 (2)	RS200 (8)	RS200 (8)
Sammlerstandorte (Anzahl d. Parallelene)	IGB-Gelände (2x RS200)	Bad Saarow Nord (2)	Stößensee (2)
	Seeplattform (2x BUS125)	Pieskow (2)	Schwanenwerder West (3)
		Radlow (2)	Pfaueninsel West (3)
		Wendisch-Rietz (2)	
Beprobungsintervall (Wochen)	2	4	2
Zeitraum (Monate)	06.2012-08.2013 (15)	06.2011-12.2013 (30)	04.2012-08.2013 (12*)

(* Zeitraum der Aufstellung aller Sammlergruppen)

Weitere Untersuchungsobjekte

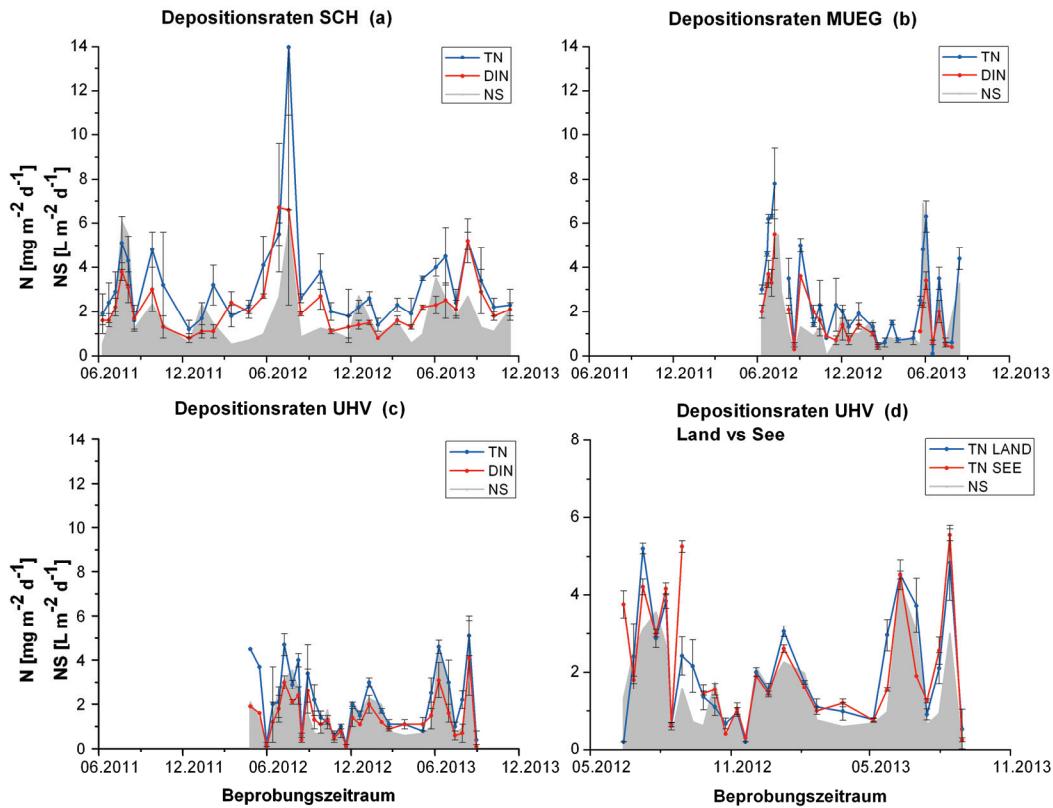
Zusätzlich erfolgte am Stechlinsee eine Untersuchung zum Effekt ereignisbezogener Beprobungen. Der See ist zwar kein Untersuchungsgewässer des Projektes, bot sich aber wegen der sehr guten Infrastruktur (Standort der Abt. Experimentelle Limnologie des IGB und einer Luftmessstation des Umweltbundesamtes) und den vorhandenen Datensätzen zur Depositionsmessung an. Hierbei wurden N-Depositionsraten verglichen, die zum einen aus dem standardisierten Messprogramm des UBA-Messnetzes der Messstelle Neuglobsow mit einwöchigen Beprobungsintervallen stammen. Zum anderen basieren sie auf eigener Beprobung nach jedem Regenereignis (ereignisbezogen, Abbildung 9b). Bei allen Sammlern handelte es sich um Typ RS200, sie befinden sich auf derselben Testfläche mit wenigen Metern Abstand am Südrand des Stechlinsees.

Ergebnisse

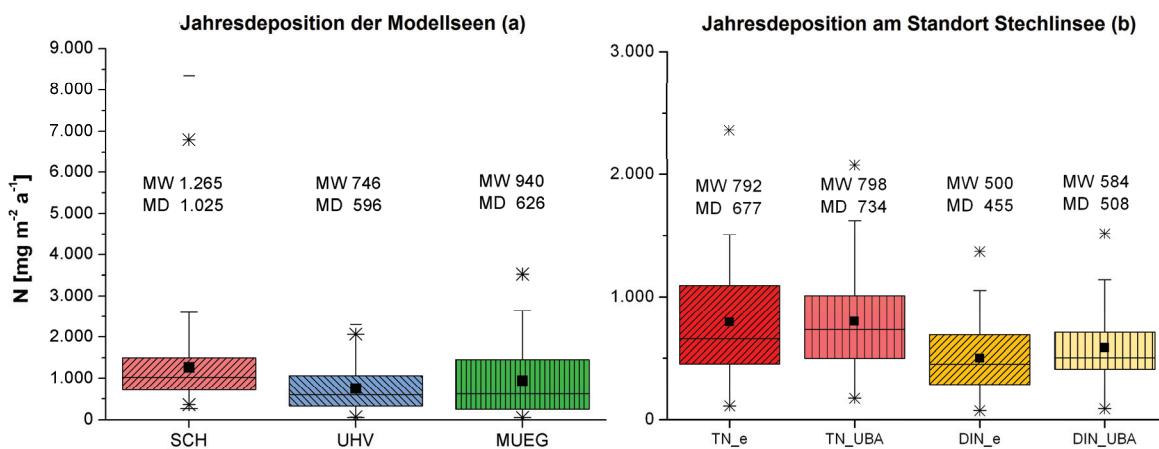
In den Abbildungen 8a-c sind die mittleren täglichen Depositionsraten der einzelnen N-Spezies (Gesamtstickstoff (TN), Ammonium + Nitrat und Nitrit (DIN)) der Modellgewässer in den jeweiligen Untersuchungszeiträumen aufgetragen. Abbildung 8d zeigt den Verlauf der Depositionsraten zwischen Sammelstellen im Litoral und an Land auf.

Die gemessenen TN-Jahresdepositionsraten der Gewässer werden in Abbildung 9a zusammengefasst.

Für den Scharmützelsee ergibt sich im benannten Zeitraum eine mittlere TN-Tagesdepositionsrate von 3,41 (Median 2,74), für den Müggelsee 2,66 (Median 1,95) und die Untere Havel 2,15 (Median 1,99) $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Zum Vergleich sind in Tabelle 4 die gemessenen TN-Jahresdepositionen der Untersuchungsgewässer denen gegenübergestellt, die für diese Seen durch das UBA-Modell ausgegeben werden. Außerdem sind die EMEP-Daten mit angegeben.



Abbildungen 8a-d Tagesmittelwerte mit Standardabweichungen der atmosphärischen Deposition von TN und DIN am Scharmützelsee (SCH) (a), Müggelsee (MUEG) (b) und der Unteren Havel (UHV) (c), mit Niederschlagsraten (NS) als Tagesmittelwerte der Periode zwischen den Probenahmen, außerdem ein Vergleich von lokaler und zeitlicher Variabilität der Tagesmittelwerte der TN-Deposition an drei Standorten der Unteren Havel: seenah (Stößensee) und zwei landseitigen Orten (Schwanenwerder, Pfaueninsel), mit Darstellung der Niederschlagsraten (d).



Abbildungen 9a-b Boxplot mit statistischer Verteilung der TN-Werte der Modellgewässer SCH, MUEG und UHV (a), mit Angabe der jeweiligen Mittelwerte (MW) und Medianen (MD) zur Jahresgesamtdeposition an TN. Die Zeiträume sind den Abbildung 8a-c zu entnehmen. Abbildung 9b zeigt den Vergleich von N-Depositionsraten bei unterschiedlichen Beprobungsintervallen, am Beispiel des Standortes UBA-Messstelle Neuglobsow mit Angabe der jeweiligen Mittelwerte (MW) und Medianen (MD) zur Jahresdeposition an Gesamtstickstoff (TN) und gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN). Das Suffix „e“ steht für ereignisbezogene Messung (nach Niederschlag), während „UBA“ hier die Messdaten des Umweltbundesamtes bezeichnet.

Die Boxplots in Abbildung 9a geben Auskunft über die Höhe der ermittelten Jahresdepositionen und deren Schwankungsbreite.

Der Vergleich der Depositionsraten an drei unterschiedlichen Standorten entlang der Unteren Havel (Abbildung 8d) vom September 2012 bis August 2013 zeigt an einer seenahen Depositionssammelstelle im Litoral des Nordbereiches (Stößensee) die höchsten Raten ($5,5 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), an dem Uferprobenpunkt im mittleren südlichen Bereich (Schwanenwerder) die niedrigsten TN-Depositionsraten ($0,2 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), wie auch an der Litoral-Probesammlerstelle am Stößensee mit $0,3 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Über den gesamten Beprobungszeitraum (Juni 2012 bis August 2013) berechnet sich eine mittlere Depositionsrate von 2,1 für das Litoral und $2,0 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ für die Uferstandorte an der Unteren Havel. Die an diesem Untersuchungsobjekt ermittelten atmosphärischen N-Einträge an verschiedenen Standorten zeigten geringe Unterschiede, die nicht signifikant verschieden sind (Wilcoxon-Test, $p = 0,4$).

Die in äquidistanten versus ereignisbezogenen Beprobungszeiträumen ermittelten N-Depositionsraten (Abbildung 9b) sind nicht signifikant verschieden (Wilcoxon-Test, $p=0,465$). Das Beprobungsintervall hat auf den Mittelwert der Gesamtdeposition offenbar nur geringen Einfluss, hier ist die Differenz $<1\%$ (Median 8 %) und damit die Übereinstimmung gut. Die Abweichungen zum Anteil gelöster N-Fraktion dagegen betragen im Mittel 14 % (Median 10 %).

Tabelle 4 Jahresdepositionsraten für TN an ausgewählten Standorten, basierend auf eigenen Messungen und MAPESI-Modelldaten (Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact) des UBA (2007) und EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) (EMEP 2012).

Seen	TN ($\text{mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)		DIN ($\text{mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)
	Messdaten	UBA-Modelldaten Rezeptor: Wasserfläche	
SCH	1.265	1.300	1.150
MUEG	940	1.500	1.201
UHV (Nord)	749	1.600	1.180
UHV (Süd)	744	1.500	

Zur Bewertung der gemessenen N-Depositionen auf die Untersuchungsgewässer wurden vom Umweltbundesamt (UBA 2007) publizierte, sowie EMEP-Daten (EMEP 2012) herangezogen (Tabelle 4). Die Daten des UBA beruhen ausschließlich auf Messungen der feuchten Deposition an verschiedenen Stationen unter Verwendung chemischer Stofftransportmodelle für unterschiedliche Rezeptoroberflächen (Wald, Acker, Wasserfläche). Routinemessungen zur trockenen Deposition werden nicht betrieben. Depositionsdaten von Stickstoffspezies über Wasserflächen liegen nach unserem Wissensstand nur in Einzelfällen vor. Überprüfungen der Modellwerte sind damit nur punktuell an ausgewählten Gewässern möglich.

Ein Maximum ($13,9 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) an TN-Deposition wurde für die Probenahme im Juli 2012 am Scharmützelsee ermittelt, das aus einer dem Vorjahresmonat vergleichbar hohen Niederschlagsmenge, demgegenüber aber höherer Stickstoffkonzentration resultiert. Den niedrigsten Wert ($0,1 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) stellt die Depositionsprobe des Müggelsees vom Juni 2013 dar, welche nur mit einer geringen Niederschlagsmenge gekoppelt war. Weitere Mindestwerte von TN-Tagesdeposition gehen ebenfalls mit geringen Niederschlagsmengen einher. Exemplarisch für alle beprobten Gewässer soll anhand der

TN-Deposition an der Unteren Havel der Zusammenhang zwischen Deposition und Niederschlagsmenge verdeutlicht werden, siehe dazu Abbildung 10. Der Zusammenhang ist recht gering ($R^2=0,176$), es gibt häufiger wenige Niederschläge mit hohen TN-Konzentrationen als größere Niederschlagsereignisse mit hohen TN-Konzentrationen. Durch die geringe Regenmenge ist wiederum die jeweilige eingebrachte N-Masse je Beprobungsintervall vergleichsweise niedriger als bei größeren Niederschlägen.

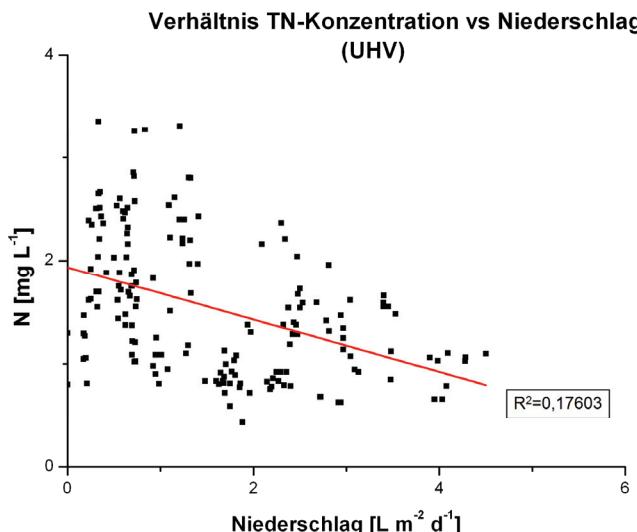


Abbildung 10 TN-Konzentrationen in allen Sammlern an der Unteren Havel im Verhältnis zu den jeweiligen Niederschlagsmengen während des Untersuchungszeitraumes (Tabelle 3).

Diskussion

Einfluss der Niederschläge

Das Verhältnis von N-Deposition zu jeweiliger Niederschlagsmenge zeigt, wie Regenereignisse mit dem Eintrag von atmosphärischen N-Spezies zusammenhängen. In den Sommermonaten sind bei allen Sammlerstandorten die höchsten tagesbezogenen Depositionsraten zu beobachten, ebenso eine geringere Spitze im Frühjahr - wahrscheinlich durch Pollenflug. Die Abbildungen 8a-c verdeutlichen, dass der Hauptteil (> 50 %) der atmosphärischen N-Fracht (TN) in Form von anorganischen löslichen Salzen und sich im Sammelwasser lösenden Gasen (DIN) niedergeht.

Räumliche Heterogenität

Der Einfluss der Nähe zum Ufer (Beeinflussung von Windrichtung- und Stärke sowie Filterwirkung durch Bauten und Vegetation) kann vermutlich erst bei Distanzen von > 100 m auf einem Gewässer messbar gemacht werden. Vorher ist bereits der Einfluss von Kontaminationen und normalen Heterogenitäten innerhalb eines Gebietes höher, wie am Beispiel der Unteren Havel gezeigt wurde (Abbildung 8d). Weiterhin spielen andere standortspezifische Charakteristika, wie unbekannte N-Quellen, natürliche wie auch mutwillige Verschmutzung der Sammler, Höhe und Art der umliegenden Vegetation und andere Variablen eine Rolle. Der Einsatz von Depositionssammeln ist somit immer durch Einschränkungen gekennzeichnet (Merten 2002). Dazu gehört auch die Verweildauer der aufgefangenen Deposition im Sammelbehälter und die damit verbundene mögliche Veränderung der Nährstoffkonzentrationen durch mikrobielle Aktivitäten. In diesem Projekt konnte gezeigt werden, dass eine wöchentliche Probenahme ausreichend ist, um diesen Faktor zu minimieren, denn die ereignisbezogene Beprobung führte nicht zu signifikanten Abweichungen. Andererseits kann durch die freie Aufstellung auf einem möglichst freien Areal die Kontaminationen durch Vögel und Insekten

problematisch werden. Der auf dem Müggelsee befindliche Standort war besonders von Seevögeln betroffen; effiziente Abwehrmaßnahmen gestalteten sich schwierig bis unmöglich.

Vergleich gemessener und modellierter Werte

In Tabelle 4 wurden die Unterschiede zwischen gemessener und modellierter atmosphärischer N-Deposition aufgezeigt. Die atmosphärische Stickstoffdeposition in die NITROLIMIT-Modellgewässer im Berliner Raum wird folglich durch die getesteten Modellierungsansätze bis zu ca. 50 % überschätzt. Es steht dabei zur Frage, ob dies zumindest teilweise darauf zurückgeführt werden kann, dass Modellwerte auf großen Rastern beruhen und lokale Minima/Maxima der Deposition nicht abbilden. Ebenfalls darf nicht unberücksichtigt bleiben, dass sich der Messzeitraum bei zweien der drei beprobten Gewässer nur über ein Jahr erstreckt und damit anfällig für Einzelereignisse ist, welche das Ergebnis gegenüber langjährigen Beprobungen stärker beeinflussen können.

Interannueller Vergleich

Ein Vergleich der Deposition an einem See über mehrere Jahre ist nur am Scharmützelsee (Laufzeit 30 Monate) möglich. Hier konnten in den beiden kompletten Untersuchungsjahren nur Unterschiede in der atmosphärischen N-Jahresfracht von weniger als 10 % ermittelt werden. (2011/12: 1.197; 2012/13: 1.309 mg m⁻² a⁻¹). Diese Ergebnisse kommen dem für dieses System modellierten Wert des UBA (2007) von 1.300 und EMEP-Daten 1.150 mg m⁻² a⁻¹ sehr nahe. Für die anderen Standorte Müggelsee und Untere Havel steht nur jeweils ein Jahresgang an N-Deposition zur Auswertung.

Fazit

Die Messdaten zur atmosphärischen N-Deposition am Scharmützelsee stimmen gut mit den Modelldaten überein, nicht jedoch im Falle des Müggelsees und der Unteren Havel, wo die gemessenen Werte um bis zu 50 % geringer ausfallen. Es ist demnach durchaus wichtig, Messkampagnen an Untersuchungsgewässern zur realen N-Deposition zu betreiben, um aufgestellte Modellwerte zur Deposition zu prüfen und gegebenenfalls anzupassen (siehe N-Bilanzierung Kapitel 2.2.4).

Weiterhin konnte durch eine vergleichende Beobachtung von Depositionsraten aus regelmäßiger gegenüber ereignisbezogener Beprobung gezeigt werden, dass einwöchige Beprobungsintervalle der Regensammler nicht zwingend mit einem Verlust an N-Spezies durch mikrobielle Umsetzungen (und Abgabe an die Atmosphäre) einhergehen muss. Da allerdings Kontaminationen standortabhängig sein können und vor allem in den warmen Monaten zunehmen, ist die Länge der Beprobungsintervalle generell möglichst kurz zu halten.

Literatur

- European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) (2012): Status Report 1, Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2010, Joint MSC-W & CCC & CEIP Report. Stand 2012. Download: http://www.emep.int/mscw/index_mscw.html
- Galloway, J. N., Dentener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., Asner, G. P., Cleveland, C. C., Green, P. A., Holland, E. A., Karl, D. M., Michaels, A. F., Porter, J. H., Townsend, A. R. & Vossmarty, C. J. (2004): Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70: 153-226.
- Merten, O. (2002): Staubniederschlag und Niederschlagsdeposition im Land Brandenburg. Landesumweltamt Brandenburg, Band 36.
- UBA (2007): Karte des Umweltbundesamtes zur Stickstofffracht in Deutschland.
(<http://gis.uba.de/website/depo1/>) letzter Zugriff: 01.04.2014.

2.1.3 Ammoniumeintrag aus dem Sediment und Einfluss von Nitrat auf die Phosphorrücklösung

Björn Grüneberg (BTU BS) und Helmut Fischer (BfG)

Hintergründe und Ziele

Die **Rücklösung von Ammonium** (NH_4^+) aus dem Sediment kann eine relevante Quelle für gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) im Pelagial sein. Bekannte Rücklösungsrate schwanken über mehrere Zehnerpotenzen (0,7 - 2200 mg m⁻² d⁻¹; z.B. Clavero et al. 2000; Burger et al. 2007). Die Größenordnung der Rücklösung wird durch den Trophiegrad des Gewässers bzw. der Nachlieferung von organischer Substanz vorgegeben, während die konkrete Rate von weiteren (jahreszeitlich variablen) Faktoren wie Temperatur, Sauerstoff, Zusammensetzung und Struktur des Sediments und der Besiedlung mit Makroinvertebraten bestimmt wird.

- Ziel: Ermittlung der Jahresgänge der NH_4 -Rücklösungen aus dem Sediment als Voraussetzung für Nährstoffbilanzierung und Modellierung.

Die **Rücklösung von Phosphat** (SRP) aus dem Sediment ist zum Teil redoxsensitiv und daher potentiell an N-Eintrag- und Umsatzprozesse gekoppelt. Nach dem Aufbrauchen von Sauerstoff kann Nitrat Fe(II) oxidieren bzw. die reduktive Auflösung von Eisen(hydr)oxiden verhindern und so zur P-Immobilisierung im Sediment beitragen (Petzoldt und Uhlmann 2006; Wauer et al. 2005). Diese Prozesse sind zwar prinzipiell bekannt, die Übertragbarkeit auf ein konkretes Gewässer und Ableitung konkreter Handlungsempfehlungen ist jedoch schwierig.

- Ziel: Ermittlung des Anteils von Nitrat an der redoxgesteuerten P-Sorption- und Rücklösung zu verschiedenen Jahreszeiten.

Material und Methoden

Im Jahr 2011 wurden Untere Havel (UHV) und Scharmützelsee (SCH) untersucht, und 2012 der Lange See (LAN), der Müggelsee (MUEG) und nochmals die UHV (siehe Karten, Kap. 1.2.1).

Aufgrund der prioritären Stellung der Unteren Havel (Festlegung nach Beratung mit dem Projektpartner Senatsverwaltung Berlin) wurde die zeitliche und räumliche Auflösung der Untersuchungen an der Unteren Havel erhöht und war daher für die anderen Gewässern weniger intensiv als geplant (vgl. Tabelle 5). Da beide Jahre für die Untere Havel außergewöhnlich waren (hoher Durchfluss, keine thermische Schichtung und Anoxie), konnten *in situ* Messungen zur Entwicklung von Bemessungsansätzen für Nitratsteuerung der P-Rücklösung nicht wie geplant erfolgen.

Zur Bestimmung der Rücklösungsrate von Ammonium (NH_4) und Phosphat (SRP) wurden verschiedene Methoden (Tabelle 5) vergleichend angewandt. Dialysesampler und Gelpeeper ermöglichen die Berechnung des diffusiven Flux und der Umsatzraten auf Basis von Porenwasser Vertikalprofilen. Benthoskammern sind abgeschlossene Behälter, die für einige Stunden bis Tage auf dem Sediment verbleiben und somit eine *in situ* Fluxbestimmung ermöglichen. Parallel wurden Sauerstoffprofile hoch aufgelöst (0,1 mm) mittels Optoden in ungestörten Sedimentkernen im Labor gemessen. Durch Säulenversuche sollte vor allem NO_3 -Einfluss auf die P-Rücklösung untersucht werden. Dazu wurden ungestörte Sedimentkerne der Stelle UHV2 bei *in situ* Temperatur jeweils drei Wochen lang mit partikelfreiem Havelwasser unterschiedlicher Nitratkonzentration (drei Kerne pro Ansatz) überströmt: um 0,5 mg L⁻¹ erhöht (+ NO_3), unverändert (Kontrolle) sowie um den Faktor 2 (- NO_3) und Faktor 4 (- NO_3) verminderter Konzentration durch Verdünnung mit künstlichem Havelwasser.

Tabelle 5 Methoden zur Porenwasserbeprobung bzw. zur Bestimmung von Flux- und Umsatzraten in Unterer Havel (UHV), Scharmützelsee (SCH), Langer See (LAN) und Müggelsee (MUEG). (DIP = gelöster anorganischer P, TDFe = gesamtes gelöstes Fe; DET = diffusive equilibrium in thin films)

Methode	Erläuterung und Quelle	Parameter	Gewässer
Dialysesampler (Peeker)	1 cm Auflösung ; in situ Inkubation (Hesslein 1976)	DIP, NH ₄ , Fe(II), TDFe, Mn, SO ₄ , (H ₂ S)	9x UHV1 u. UHV2 (2011-2012); SCH (2011); 5x LAN (2012); 2x MUEG (2012)
Gelpeeper (DET)	0,25-1 cm Auflösung; in Sedimentkernen im Labor (Krom 1994).	DIP, NH ₄ , NO ₃	4x UHV2 (2012)
Benthoskammer*	Ø 40 cm, Vol 40 L, 6h - 3d Exposition (Burger et al. 2007)	DIP, NH ₄ , NO ₃ , (O ₂)	9x UHV1 u. UHV2 (2011-2012); 5x SCH (2011), 5x LAN (2012)
Säulenversuche	2011: 4 Kerne Ø 9 cm 2012: 12 Kerne Ø 6 cm	DIP, NH ₄ , NO ₃ ,	8x UHV2

* durch BfG an der Havel, durch BTU am Langen See

Sediment und Sedimentation: Am Langen See und Müggelsee wurden mittels Sedimentstecher je zwei Kerne am Standort der Fluxmessungen und in der Seemitte entnommen, in der Unteren Havel an den Standorten UHV1 und UHV2 (Karte Kapitel 1.2.1, Abbildung 13). Das Sediment wurde untersucht auf Trockensubstanz (TS), organische Trockensubstanz als Glühverlust (OM), Gesamtphosphor (TP) und Gesamteisen (TFe), reaktives Eisen durch Extraktion in 0,5 N HCl. Für einen Teil der Proben wurden auch Metalle und der C/N/S-Gesamtgehalt bestimmt. Für UHV2 Sediment wurden P-Bindungsformen durch sequentielle Extraktion und reduzierte Schwefelspezies bestimmt. An der Stelle UHV2 waren 2012 zylindrische Sedimentationsfallen installiert.

P-Bilanzierung: Die P-Zulauffracht (P_{in}) wurde durch Multiplikation der Tages-Durchflusswerte (Q_{in} ; Summe Freybrücke und Stößenseebrücke) mit Tageswerten der TP-Konzentration der Station Pichelsee berechnet, die linear aus monatlichen bis 14-tägigen Daten interpoliert wurden. Die P-Ablauffracht (P_{out}) wurde entsprechend mit Daten der Station Kälberwerder (UHV2) berechnet, wobei Entnahmen des Wasserwerkes Tiefenwerder als DIP-Verlust berücksichtigt wurden. Zur Berechnung von Flächenraten wurde die Gesamtfläche des Havelabschnittes bis Krughorn (11,75 km²) angesetzt. Die P-Nettosedimentationsrate (NS) auf Monatsbasis wurde als Differenz von P_{in} (mittlere P-Zulauffracht im Zeitraum ΔT) und P_{out} (mittlere P Ablauffracht im Zeitraum ΔT) berechnet, korrigiert um die Veränderung der seeinternen P-Konzentration (P_{see}) während des entsprechenden Zeitraums:

$$NS = P_{see\ (start)} - P_{see\ (end)} + P_{in\ (\Delta T)} - P_{out\ (\Delta T)}$$

Ergebnisse und Diskussion

Rücklösung von Ammonium aus dem Sediment

Die Ammoniumrücklösungsarten zeigen einen jahreszeitlichen Trend mit maximalen Raten im Spätsommer (Abbildung 11). Allerdings unterscheiden sich die als diffusiver Flux aus den Peepermessungen berechneten Raten wesentlich von den weit höheren *in situ* Raten der Benthoskammer, die wiederum gut mit den aus Gelpeeper-Profilen berechneten Raten übereinstimmen.

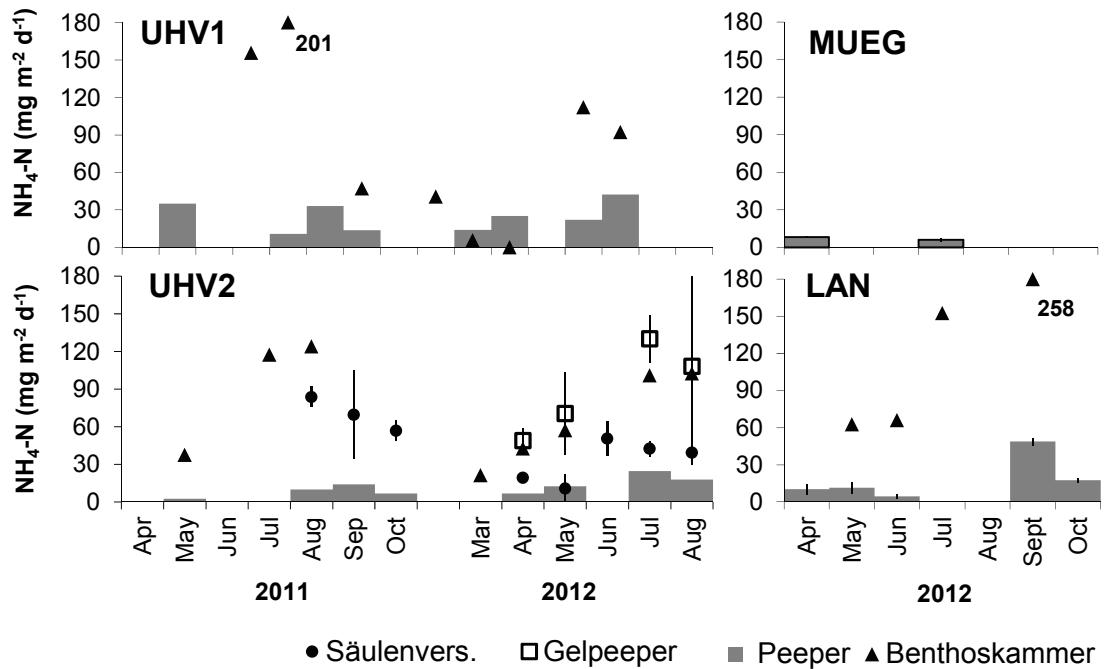


Abbildung 11 Ammoniumrücklösungsrate aus dem Sediment für den Langen Sees (LAN), Müggelsee (MUEG) und die Untere Havel (UHV1 und UHV2).

Der diffusive Flux war im Frühjahr 2012 bei allen Gewässern auf ähnlichem Niveau zwischen 8 und 25 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ $\text{NH}_4\text{-N}$. Diese Differenz blieb auch mit den temperaturbedingt höheren Raten im Sommer 2012 bestehen (Abbildung 11). Anhand der großen Streuung der Daten ist ersichtlich, dass im Jahresverlauf zusätzlich zur Temperatur weitere Faktoren wie z.B. die Detritusdepositionsrate und damit Verfügbarkeit organischer Substanz und deren Qualität (C:N Verhältnis) eine Rolle spielen können. Der mit Benthoskammern gemessene *in situ* Flux war im Mittel 8fach (UHV2) bzw. 9,5 fach (LAN) höher als der mit den Dialysesamplern gemessene diffusive Flux (vgl. Abbildung 11). Dies ist als „flux enhancement“ bekannt (Callender and Hammond 1982) und wird auf Bioturbation oder präferentielle Rücklösung aus der obersten Sedimentschicht durch schnelle Mineralisation von frischem Detritus zurückgeführt (Clavero et al. 2000; Urban et al. 1997). Die Halbwertzeit von organischem N im Sediment beträgt nach Hargreaves (1998) nur 1-2 Wochen. Die intensive NH_4 -Nettoproduktion in der obersten Sedimentschicht ist direkt anhand der vertikal hoch aufgelösten (2,5 mm) Porenwasserprofile der Gelpeeper nachweisbar (Abbildung 12), erkennbar an einem steilen Konzentrationsgradienten bzw. einem Peak direkt unterhalb der Sediment-Wasser Grenzschicht.

Unter oxischen Bedingungen kann Nitrifikation in den obersten Millimetern Sediment den NH_4 -Flux ins überstehende Wasser vermindern (de Beer et al. 1991). In den Sedimenten von Unterer Havel und Langer See führen hohe Detritusdepositionsraten zu hohen NH_4 -Ammonifikationsraten, hoher O_2 -Zehrung und geringer O_2 -Eindringtiefe (< 0,7 mm im Sommer; Abbildung 12), so dass der hohe NH_4 -Flux aus dem frischen Oberflächensediment nur wenig durch Nitrifikation kompensiert werden konnte.

Die im Sommer (Mai - September) gemessenen *in situ* Raten von 37 - 254 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ sind höher als die meisten von anderen Autoren mit Benthoskammern in Seen oder Ästuaren bestimmten Raten, die zwischen 25 und 76 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ lagen (Vidal et al. 1992; Clavero et al. 2000). Allerdings sind von einem eutrophen Flachsee sogar noch höhere Werte bekannt (270 - 2200 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$, Burger et al. 2007). Die für den *diffusiven Flux* gemessenen Raten erscheinen im Vergleich zu bekannten Messda-

ten aus anderen Seen als moderat ($2,5 - 185 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, Hargreaves 1998); ein direkter Vergleich ist aufgrund unterschiedlicher Methodik allerdings schwierig.

Die NH_4 -Rücklösung aus dem Sediment stellt (analog zur P-Rücklösung) keine unabhängige (interne) N-Quelle im Vergleich zur externen Belastung dar. Das Sediment wirkt lediglich als kurzzeitiger Zwischenspeicher. Die hohen *in situ* Raten reflektieren die Ammonifikation in der obersten (7 - 16 mm) Sedimentauflage und sollten demnach für die Bilanzierung kurzeitiger Effekte genutzt werden. Im Gegensatz dazu wird der mit konventionellen Peepern gemessene diffusive Flux auch durch Mineralisation in tieferen Sedimentschichten gespeist (Urban et al. 1997). Eine Verminderung des Nährstoffeintrags und entsprechend der Primärproduktion im Frühjahr würde die Detritussedimentation verringern und sollte sich demnach unmittelbar auf die NH_4 -Rücklösungsrate auswirken.

April

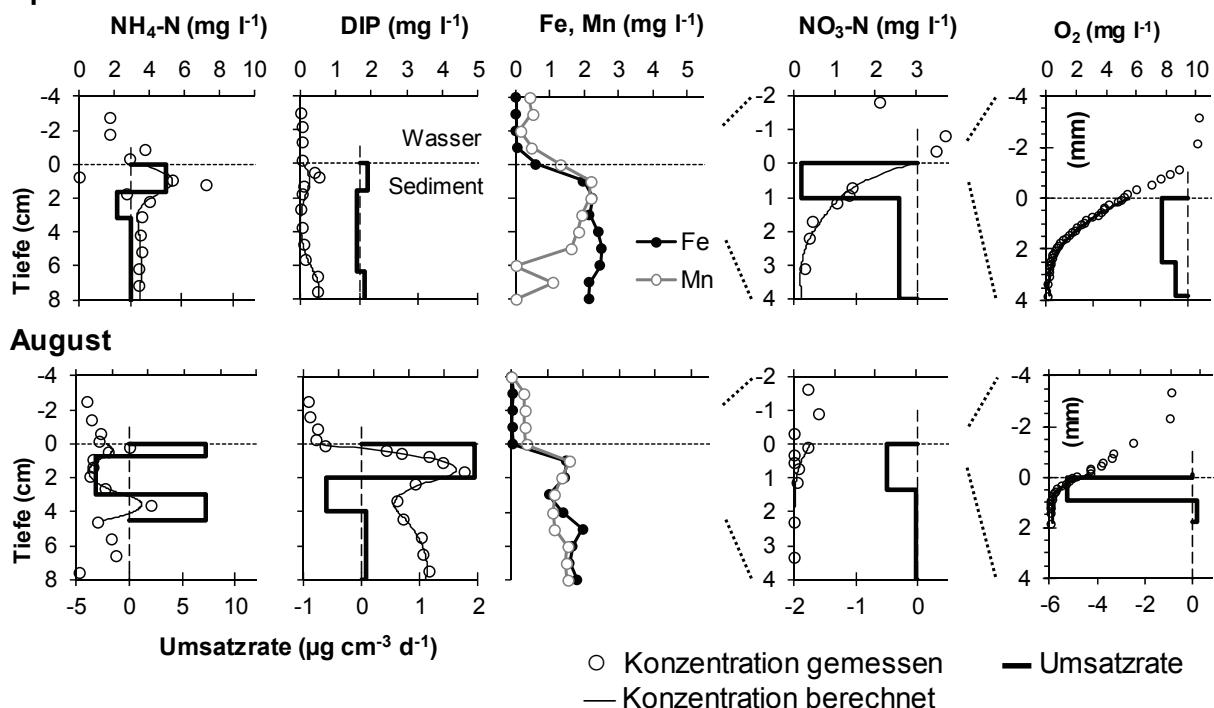


Abbildung 12 Porenwasserkonzentrationen an der Stelle UHV2 (2012) für $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und DIP (Gelpeeper), O_2 (Optode), gesamtes gelöstes Fe und Mn (konventioneller Peepen) und berechnete Umsatzraten. (Unterschiedliche Skalierung für $\text{NO}_3\text{-N}$ und O_2 beachten)

Nitrateinfluss auf die Phosphorrücklösung in der Unteren Havel

Zunächst soll erläutert werden, welche Relevanz die P-Rücklösung aus dem Sediment als „interne Belastung“ hat, einerseits für die jahreszeitliche (kurzeitige) Variabilität der P-Verfügbarkeit, und andererseits auch als langfristige P-Quelle im Fall einer Verminderung des P-Eintrags.

Die TP-Konzentration in der Unteren Havel zeigt einen ausgeprägten Jahresgang (Abbildung 13). Die Werte der Messstelle UHV2 waren im Winter niedriger und im Sommer höher als die des ca. 5 km entfernten Zuflusses (UHV1). Dementsprechend war die Nettosedimentationsrate im Sommer (Juli-Oktober) negativ (Netto-Rücklösung) und im Winter positiv. Dies ist ein für Flachseen typisches jahreszeitliches Muster, wobei die Amplitude mit dem Trophiegrad ansteigt (Sondergaard et al. 2013). Die sommerlichen **Konzentrationsspitzen müssen also auf P-Rücklösung zurückzuführen sein**. Diese kurzfristig hohen P-Rücklösung werden jedoch vorwiegend aus der **obersten frischen Sedimentschicht** gespeist und nicht aus einem historisch akkumulierten P-Pool, wofür es einige Argumente

gibt: Erstens ist für die Speisung der sommerlichen Netto-Rücklösung lediglich eine mittlere Netto-Akkumulationszeit von 4,5 Monaten nötig (Abbildung **Abbildung 13**). Da die Akkumulation insgesamt überwiegt, ist der untersuchte Havelabschnitt momentan eine P-Senke; eine „Aushagerung“ der Sedimente wie von Kneis et al. (2006) beschrieben, ist nicht zu verzeichnen. Zweitens kann der steile Anstieg der P-Konzentration im Sommer ($1,9 - 2,9 \mu\text{g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$) nur durch entsprechend hohe *in situ* Rücklösungsrationen ($13 - 33 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) erklärt werden, die auf P-Mobilisierung aus frischem Material der obersten Sedimentschicht bis ca. 16 mm Tiefe basieren (Abbildung 12). Drittens würden diese hohen Rücklösungsrate die zeitliche Reichweite des momentan vorhanden potentiell mobilen P-Pools auf 1 - 5 Jahre begrenzen, was offensichtlich nicht der Fall ist.

Die langfristige Relevanz des potentiell mobilen P-Pools im Fall einer Lastsenkung ist schwieriger einzuschätzen. Entgegen der Interpretation von Kneis et al. (2006), die eine über Jahrzehnte anhaltende P-Rücklösung durch Auslaugung des Sediments bis zu einem P-Gehalt von $1,5 \text{ mg g}^{-1}$ postulieren, liefert die nachfolgende Datenanalyse Argumente für eine nur geringe Relevanz des historischen P-Pools als langfristige P-Quelle .

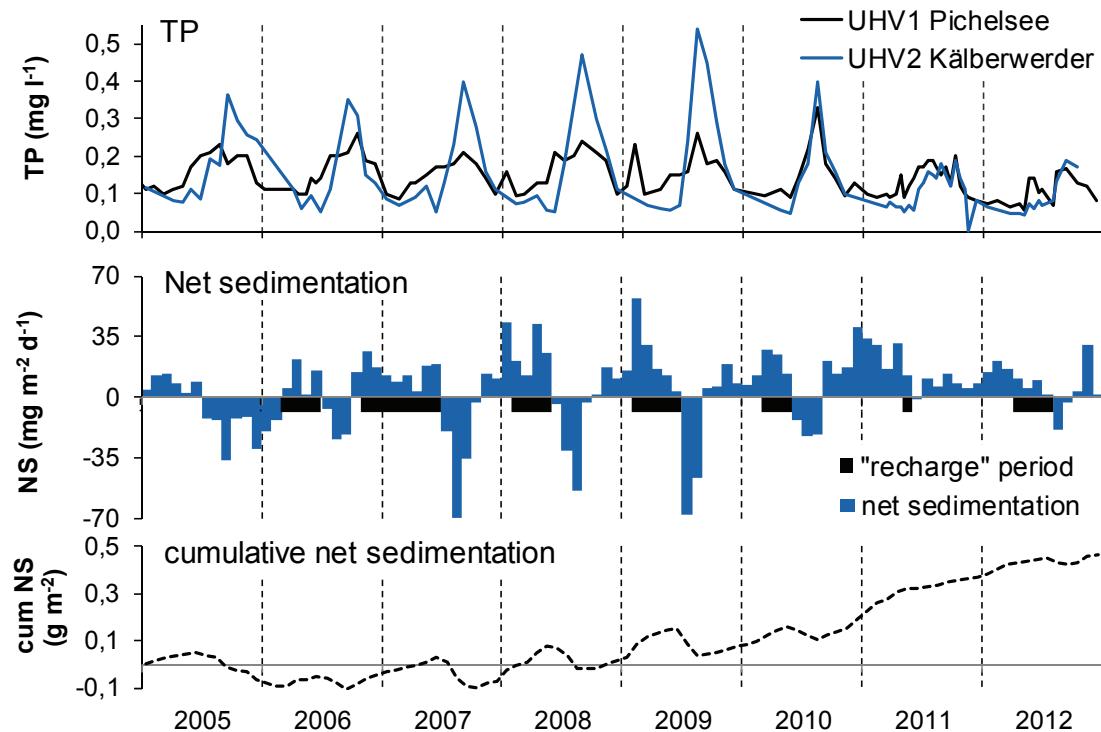


Abbildung 13 Gesamtporphor (TP)-Konzentration am Zulauf (UHV1) und etwa 5 km stromabwärts (UHV2), TP-Nettosedimentation (NS), kumulative NS auf Monatsbasis sowie der Zeitraum der Netto-Akkumulation (recharge period), der notwendig ist, um die nachfolgende sommerliche Netto-Rücklösung zu speisen.

Methodische Basis ist der Quotient aus potentiell mobilem P-Pool und Rücklösungs- oder Auslauungsrate, interpretiert als „zeitliche Reichweite“ (Lewandowski 2002). Wird analog zu Kneis et al. (2006) der P-Gehalt im Tiefensediment als Endstadium der Frühdiagenese interpretiert, ergeben sich P-Rücklösungspotentiale zwischen $13,5$ und 90 g m^{-2} (UHV2 bzw. UHV1) bzw. 17 g m^{-2} für UHV2 entsprechend der P-Fraktionierung. Mit der mittleren diffusiven P-Rücklösung ($0,82 - 1,24 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) ließe sich daraus eine zeitliche Reichweite zwischen 16 und 72 Jahren für UHV2 bzw. UHV1 berechnen. Im Fall der Unterlen Havel ist dieses Vorgehen jedoch nicht zulässig. Die P-Fraktionierung überschätzt die P-Mobilität, da ein Großteil des redoxsensitiven P (BD-P) auch unter anoxischen Bedingungen stabil gebunden bleibt (Grüneberg und Kleeberg 2005). Die im Sediment vorgefundene TP-

Oberflächenanreicherung steht im Widerspruch zu der seit 1990 um den Faktor ~ 15 gesunkenen und weiter abnehmenden externen P-Belastung. Stationäre Bedingungen (konstante Einträge und Diageneseprozesse), Voraussetzung für die Anwendung des „Auslaugungs“-Ansatzes, sind also nicht gegeben. Trotz einer fehlenden Datierung kann angenommen werden, dass der während der Belastungsphase der 1980er Jahre und früher abgelagerte P längst weitestgehend unwirksam von Dezimetern Sediment abgedeckt ist. Erhöhte P-Gehalte im Oberflächensediment (Abbildung 14) bedeuten daher kein „Rücklösungsrisiko“, sondern sind Ausdruck verbesserter P-Bindungsfähigkeit. Der hohe Fe-Gehalt und das ganzjährig im Porenwasser messbare gelöste Fe deuten auf ideale Bedingungen für Vivianitbildung ($\text{Fe}_2(\text{PO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) hin. Das unter anoxischen Bedingungen stabile Mineral wurde qualitativ in gefriergetrockneten Proben gefunden (Rothe, IGB Berlin, pers. Mitteilung).

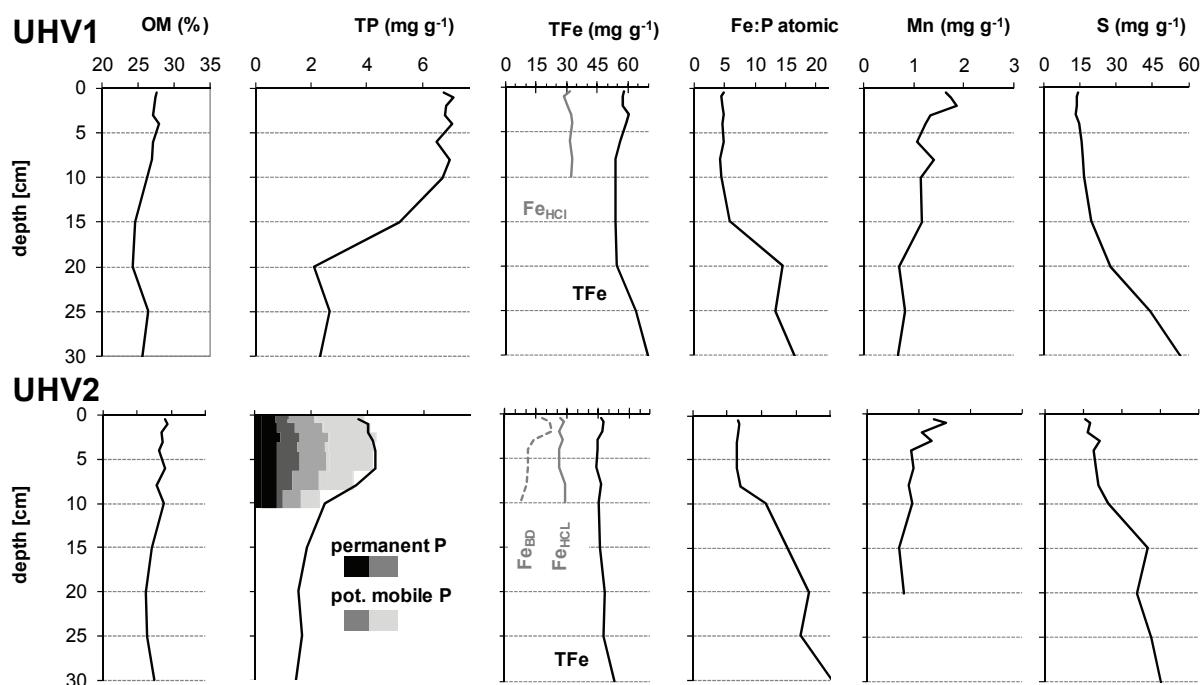


Abbildung 14 Zusammensetzung des Sediments an den Stellen UHV1 und UHV2: organische Substanz (OM), HCl- und Bicarbonat-Dithionit (BD; nur für UHV2) lösliches Fe, potentiell mobiler P als Summe aus NaOH-NRP (nicht reaktiver organischer Anteil), BD-P und NH_4Cl -P.

Zusammenfassend kann für die Untere Havel eingeschätzt werden, dass die „interne Belastung“ aufgrund der früher höheren P-Last wenig relevant für die zukünftige P-Verfügbarkeit ist. Der mobilisierbare P-Pool (~ 237 t) ist klein im Vergleich zur jährlichen externen Belastung (~ 190 t) und den gemessenen *in situ* Rücklösungsgraten, und zudem noch auf Basis der verfügbaren Methoden überschätzt.

Relevanz des Nitrats für die redoxgesteuerte P-Rücklösung

Da das Sediment die interne P-Quelle für die jahreszeitlich schwankende P-Verfügbarkeit und besonders für die Konzentrationsspitzen im Sommer darstellt, ergibt sich die Frage, in welchem Ausmaß diese P-Rücklösung durch Redoxbedingungen beeinflusst wird bzw. manipulierbar wäre. Eine zeitliche Verzögerung der P-Rücklösung ist anhand des N:P Verhältnisses sedimentierender Partikel im Vergleich zur Rücklösung aus dem Sediment erkennbar (Abbildung 15). Im Frühjahr lässt das hohe

N:P Verhältnis der Rücklösung auf präferentielle N-Rücklösung und Akkumulation von P im Sediment schließen (Clavero et al. 2004). Erst im August wurden N und P in dem Verhältnis freigesetzt, das der Zusammensetzung des sedimentierenden Sestons entspricht. Die **zeitliche Verzögerung der P-Rücklösung** ist vermutlich auf redoxsensitive Sorption im Oberflächensediment zurückzuführen. Die Effektivität dieser temporären Speicherung hängt einerseits von der **Verfügbarkeit reaktiven Eisens** ab und andererseits davon, ob die Nachlieferung der **Oxidationsmittel Sauerstoff und Nitrat** zur Etablierung einer sorptionsaktiven oxischen Sedimentschicht ausreicht.

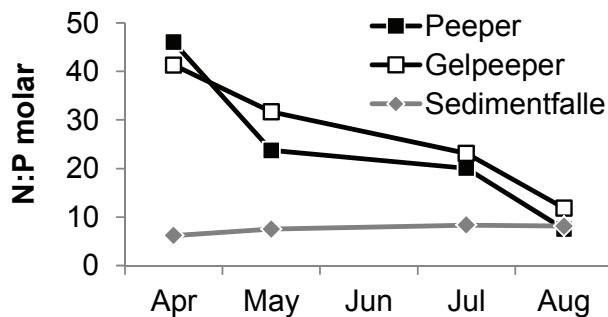


Abbildung 15 N:P Verhältnis sedimentierender Partikel (Feststoff) im Vergleich zur Rücklösung aus dem Sediment ($\text{NH}_4\text{-N:DIP}$) für die Stelle UHV2 (2012).

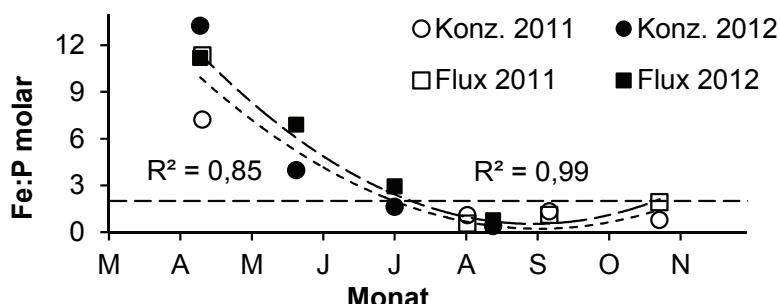


Abbildung 16 Molares Fe:P Verhältnis im Sedimentporenwasser der oberen 3 cm und für den diffusiven Flux zwischen Oktober und November.

Die Eisenverfügbarkeit für die P-Bindung kann anhand molarer Elementverhältnisse im Sediment und Porenwasser interpretiert werden. Einerseits ist der Eisengehalt im Sediment mit $40 - 60 \text{ mg g}^{-1}$ höher als in den meisten Seen in der Region (Kleeberg et al. 2013). Die Verfügbarkeit von Fe ist zudem hoch genug, um nicht limitierend für die Desulfurikation zu wirken, da zu allen Jahreszeiten im Porenwasser kein H_2S , aber gelöstes Fe und SO_4 vorgefunden wurde. Andererseits ist aber ein großer Teil des Eisens (12 %) aufgrund der hohen Sulfatkonzentration der Havel sulfidisch gebunden und nur 7 - 9 % in reaktiver Form. Die Verfügbarkeit von Fe für die P-Bindung ist also begrenzt. Indikatoren hierfür sind sowohl das niedrige molare Fe:S Verhältnis von 1,4 (UHV2) als auch das niedrige Fe:P Verhältnis von 5,0 - 6,5. Effiziente Fe^\simP Sorption bzw. eine merkliche Beeinflussung der P-Rücklösung unter oxischen Bedingungen wird ab einem molaren Fe:S Verhältnis $> 0,7 - 1,0$ (Wolter 1994; Kleeberg et al. 2013) bzw. ab $\text{Fe:P} > 5,5 - 8,3$ erwartet (z.B. Jensen et al. 1992).

Jahreszeitliche Veränderungen der Fe-Verfügbarkeit werden direkt anhand des Fe:P Verhältnisses im Porenwasser ersichtlich (Abbildung 16). Um mobilisiertes Phosphat quantitativ zu binden, ist eine bestimmte Menge ebenfalls mobilisiertes Fe(II) notwendig, das an der oxischen Sedimentoberfläche

als Fe-Hydroxid sorptionswirksam wird. Hierfür ist Fe im Überschuss notwendig, d.h. ein Fe(II):SRP Verhältnis >2,0 - 2,2 (Gunnars et al. 2002; Tessenow 1974) bis > 6,5 (Lehtoranta und Heiskanen 2003). Abbildung 16 verdeutlicht, dass im Frühjahr ein Überschuss an Fe vorhanden ist, aber ab Ende Juni bis etwa Anfang Oktober der Wert 2,0 unterschritten wird.

Für die Untere Havel lässt sich daraus ableiten, dass die P-Bindung im Oberflächensediment im Sommer Fe-limitiert ist. Daraus folgt wiederum, dass die P-Rücklösung durch etwas niedrigere oder höhere Verfügbarkeit des Oxidationsmittels Nitrat unter **oxischen Bedingungen wenig beeinflussbar** ist.

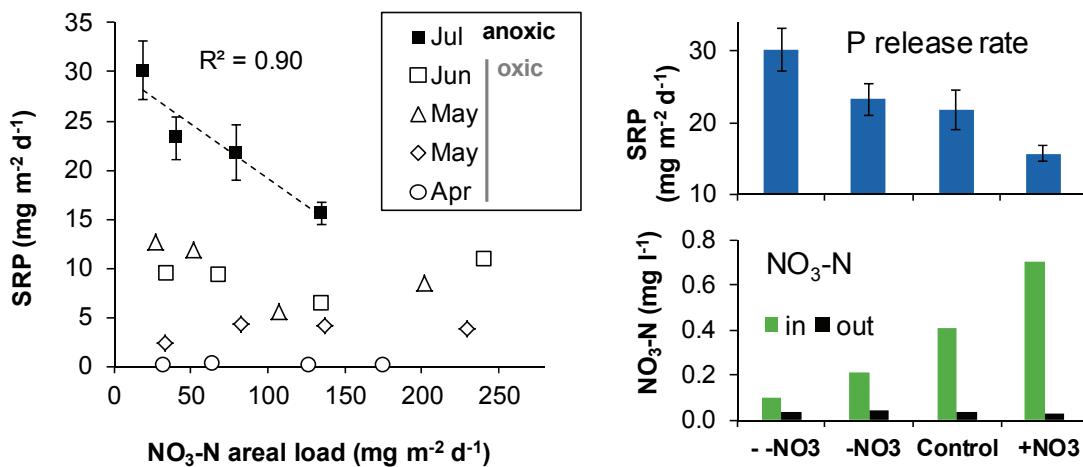


Abbildung 17 Ergebnisse der Säulenversuche zur P-Rücklösung. Links: Die P-Rücklösungsrate ist nur unter anoxischen Bedingungen abhängig von der Nitratflächenbelastung. Rechts: Im anoxischen Experiment war im überstehenden Wasser kaum Nitrat messbar, obwohl die P-Rücklösungsrate deutlich variierte.

Unter anoxischen Bedingungen ist Nitrat das wichtigste Oxidationsmittel. In Säulenversuchen zeigte sich eine deutliche Anhängigkeit der P-Rücklösung von der NO₃-Verfügbarkeit unter anoxischen Bedingungen (Abbildung 17), obwohl im überstehenden Wasser der Säulen kaum Nitrat messbar war.

Bei Gewässern mit kurzer Wasserverweilzeit kann eine wirksame Sedimentoxidation selbst bei NO₃-Konzentrationen unter 0,5 - 1,0 mg L⁻¹ (Konzentrationen zur Unterdrückung der P-Rücklösung nach Andersen 1982, Schäuser et al. 2003, Hemond und Lin 2010) stattfinden, da NO₃ eine Sedimentoxidation bewirkt haben kann, ohne notwendigerweise im Wasser messbar zu sein. Stattdessen sollte die externe **NO₃ Flächenbelastung** genutzt und direkt ins Verhältnis zur Zehrung oder P-Rücklösungsrate gesetzt werden. Die Versuche zeigten zudem, dass trotz Nitratzugabe die P-Rücklösungsrate unter anoxischen Bedingungen höher war als unter oxischen Bedingungen. Nitrat war also nicht in der Lage, die fehlende Oxidationswirkung des Sauerstoffs vollständig zu ersetzen. Auch eine Erhöhung der NO₃-N Zulaufkonzentration um 0,5 mg L⁻¹ (entspricht + 70 % Flächenbelastung) war nicht ausreichend, um die P-Rücklösungsrate auf das Niveau unter oxischen Bedingungen zu drücken. Auf der anderen Seite hatte eine **Verminderung der NO₃ Flächenrate eine deutliche Erhöhung der P-Rücklösung** zur Folge. Sauerstoff ist im Sommer trotz der geringen O₂-Eindringtiefe von weniger als 1 mm (Abbildung 12) der wichtigste Elektronenakzeptor, 70 % der Oxidation wird über O₂ realisiert. Da Nitrat dies nur teilweise ersetzen kann, ist eine erhöhte P-Rücklösungsrate während anoxischer Phasen nicht zu verhindern. Da sowohl O₂ als auch NO₃ in einem isolierten Hypolimnion während temporärer Schichtungsperioden innerhalb weniger Tage aufgebraucht würde, ist die praktische Relevanz einer teilweisen Nitratsteuerung der P-Rücklösung zudem gering.

Redoxgesteuerte Phosphorrücklösung im Langen See

Die P-Rücklösungsrate zeigte auch im LAN einen typischen jahreszeitlichen Verlauf mit Maximum im September. Der diffusive P-Flux stieg von $0,8 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im April auf $4,4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im September, der *in situ* Flux auf entsprechend höherem Niveau von $8,5$ auf $38,4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Der P-Gehalt im Sediment ist mit $\sim 1,5 \text{ mg g}^{-1}$ wesentlich niedriger als in der Havel. Der ebenfalls niedrigere Fe-Gehalt von 12 mg g^{-1} und das Fe:P Verhältnis von rund $4,1$ lassen kaum Redoxsteuerung der P-Rücklösung vermuten. Jedoch zeigte sich in Benthoskammerversuchen eine deutliche Abhängigkeit der P-Rücklösung von der NO_3^- Konzentration auch unter oxischen Bedingungen. Durch Zudosierung von Nitrat auf $1,3 \text{ mg L}^{-1}$ wurde eine Verminderung der *in situ* Rücklösung um den Faktor 5 erreicht.

Schlussfolgerungen für die Untere Havel

Die Beeinflussung der P-Rücklösungsrate durch Nitrat ist gewässerspezifisch, und die Relevanz verändert sich im Jahresverlauf. In Abbildung 18 sind die Ergebnisse zu P-Rücklösungsprozessen für die Untere Havel zusammenfassend dargestellt:

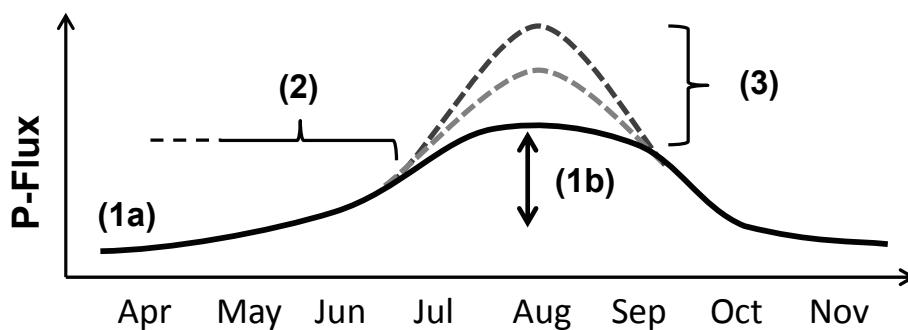


Abbildung 18 Zusammenfassung von Faktoren und Prozessen, die den jahreszeitlichen Verlauf der P-Rücklösungsrate unter oxischen (—) und anoxischen (- - -) Bedingungen beeinflussen.

(1a) Der saisonale Verlauf der P-Rücklösungsrate (*in situ* Flux) unter oxischen Bedingungen wird durch P-Mobilisierung aus der frischen, obersten Sedimentschicht gespeist.

(1b) Das Ausmaß der P-Rücklösung ist zum großen Teil unabhängig von den Redoxbedingungen und wird durch temperaturabhängige Mineralisation organischer Substanz vorgegeben, die sich in einigen Wochen und Monaten zuvor abgelagert hat. Da in der Unteren Havel der historische (potentiell mobile) P-Pool im Vergleich zur Brutto-Rücklösung im Sommer und zur externen Belastung klein ist, sollte die P-Rücklösung schnell auf eine Verminderung der externen P-Last reagieren.

(2) Die zeitliche Verzögerung zwischen Akkumulation und P-Rücklösung wird teilweise durch Fe-Mobilisierung (im Verhältnis zur P-Mobilisierung) limitiert. Verminderte P-Belastung würde demnach eine Erhöhung des Fe:P Verhältnisses im Sediment und dem Porenwasser bewirken, und dadurch die P-Rücklösung weiter in den Sommer hinein verschieben und insgesamt vermindern.

(3) Unter anoxischen Bedingungen wird die Rücklösung teilweise durch die NO_3^- -Flächenbelastung gesteuert. NO_3^- kann allerdings die fehlende Oxidationswirkung des Sauerstoffs nicht vollständig ersetzen, so dass die Rücklösungsrate ansteigt. Daher hätten Veränderungen des NO_3^- -Eintrags in der Unteren Havel unter oxischen Bedingungen keinen, aber unter anoxischen Bedingungen zumindest einen begrenzten Einfluss auf die P-Rücklösungsrate. Im Vergleich dazu könnte die Havel von einer verringerten P-Belastung profitieren, da dann sowohl die oxische als auch die anoxische P-Rücklösungsrate sinken würden.

Literatur

- Burger, D., Hamilton, D. P., Pilditch, C. A., & Gibbs, M. M. (2007): Benthic nutrient fluxes in a eutrophic, poly-mictic lake. *Hydrobiologia*, 584: 13-25.
- Callender, E. & Hammond, D. E. (1982): Nutrient Exchange Across the Sediment-Water Interface in the Potomac River Estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 15: 395-413.
- Clavero, V., Izquierdo, J. J., Fernandez, J. A., & Niell, F. X. (2000): Seasonal fluxes of phosphate and ammonium across the sediment-water interface in a shallow small estuary (Palmones River, southern Spain). *Marine Ecology Progress Series*, 198: 51-60.
- De Beer, D., Sweerts, J.-P. R. A., & van den Heuvel, J. C. (1991): Microelectrode Measurement of Ammonium Profiles in Freshwater Sediments. *FEMS Microbiology Ecology*, 86: 1-6.
- Grüneberg, B. & Kleeberg, A. (2005): Benthic phosphorus forms and transformations during neutralization of acid mining lakes. 127-137.
- Gunnars, A., Blomqvist, S., Johansson, P., & Andersson, C. (2002): Formation of Fe(III) oxyhydroxide colloids in freshwater and brackish seawater, with incorporation of phosphate and calcium. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66: 745-758.
- Hargreaves, J. H. (1998): Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*, 166: 181-212.
- Hemond, H. F. & Lin, K. (2010): Nitrate suppresses internal phosphorus loading in an eutrophic lake. *Water Research*, 44: 3645-3650.
- Hesslein, R. H. (1976): An in situ sampler for close interval pore water studies. *Limnology and Oceanography*, 21: 912-914.
- Jensen, H. S., Kristensen, P., Jeppesen, E., & Skytthe, A. (1992): Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediment. *Hydrobiologia*, 235: 731-743.
- Kleeberg, A., Herzog, C., & Hupfer, M. (2013): Redox sensitivity of iron in phosphorus binding does not impede lake restoration. *Water Research*, 47: 1491-1502.
- Kneis, D., Knoesche, R., & Bronstert, A. (2006): Analysis and simulation of nutrient retention and management for a lowland river-lake system. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10: 575-588.
- Krom, M. D., Davison, P., Zhang, H., & Davison, W. (1994): High-resolution pore-water sampling with a gel sampler. *Limnology and Oceanography*, 39: 1967-1972.
- Lehtoranta, J. & Heiskanen, A. S. (2003): Dissolved iron:phosphate ratio as an indicator of phosphate release tooxic water of the inner and outer coastal Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 492: 69-84.
- Lewandowski, J. (2002): Untersuchungen zum Einfluss seeinterner Verfahren auf die Phosphor-Diagenese in Sedimenten. 106.
- Petzoldt, T. and Uhlmann, D. (2006): Nitrogen emissions into freshwater ecosystems: is there a need for nitrate elimination in all wastewater treatment plants? *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 34: 305-324.
- Schauser, I., Chorus, I., & Lewandowski, J. (2006): Effects of nitrate on phosphorus release: comparisons of two Berlin lakes. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 34: 325-332.
- Søndergaard, M., Bjerring, R., & Jeppesen, E. (2013): Persistent internal phosphorus loading during summer in shallow eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 710: 95-107.
- Urban, N. R., Dinkel, C., & Wehrli, B. (1997): Solute transfer across the sediment surface of a eutrophic lake: I. Porewater profiles from dialysis samplers. *Aquatic Sciences*, 59: 1-25.
- Vidal, M., Morgui, J. A., Latasa, M., Romero, J., & Camp, J. (1997): Factors controlling seasonal variability of benthic ammonium release and oxygen uptake in Alfacs Bay (Ebro Delta, NW Mediterranean). *Hydrobiologia*, 350: 169-178.
- Wauer, G., Gonsiorczyk, T., Kretschmer, K., Casper, P., & Koschel, R. (2005): Sediment treatment with a nitrate-storing compound to reduce phosphorus release. *Water Research*, 39: 494-500.
- Wolter, K.D. (2004): Nachhaltige Entwicklung - Prozessbetrachtung und Konsequenzen für die Ökosystemsteuerung am Beispiel der Seenrestaurierung. *Habilitationsschrift*, TU Berlin.

2.2 Gewässerinterne Umsetzung von Stickstoff

2.2.1 Bestimmung von Stoffumsatzraten - Nitrifikation, Denitrifikation, Anammox

Marion Martienssen, Jörg Böllmann (BTU - C)

Ziele

Im Berichtszeitraum sollten die Methoden zur Erfassung der Stickstoffumsatzraten weiter optimiert und an die Gegebenheiten der einzelnen Gewässer angepasst werden. Dabei handelt es sich um:

- a) Erfassung von Bakterienzellzahlen für Nitrifikanten und Denitrifikanten
- b) Nitrifikation im Wasserkörper und im Sediment
- c) Denitrifikation im Wasserkörper und im Sediment
- d) Lachgasproduktion, Anammoxprozess, Nitratammonifikation

Ziel der Untersuchungen war es, auf der Grundlage einer zellspezifischen Umsatzrate unter Berücksichtigung der Einflussfaktoren Nitrat-, Sauerstoff- und DOC-Konzentration für die Denitrifikation und Ammonium- und Sauerstoffkonzentration sowie der Temperatur die tatsächlichen Umsatzraten im Gewässer modellhaft abzuleiten. Damit wird der Modellierung ein Tool zur Verfügung gestellt, um die gewässerinternen Stickstoffumsätze zeit- und ortsaufgelöst zu berechnen.

Untersuchungsgewässer und Methoden

Neben den Laboruntersuchungen wurde im Berichtszeitraum die Beprobung der Gewässer Scharmützelsee und Untere Havel intensiv fortgesetzt. Zusätzlich wurden für die Elbe und den Langen See noch weitere zusätzliche Proben in die Untersuchungen einbezogen. Die beiden Modellgewässer Langer See und Müggelsee wurden planmäßig untersucht. Unter Berücksichtigung von Zonierung und vertikaler Auflösung ergaben sich insgesamt 108 analysierte Freiwasserproben und mehr als 200 Sedimentproben für den Untersuchungszeitraum 2010 - 2013.

In allen Proben wurden die Gesamtzellzahlen (fluoreszenzmikroskopisch mit Syto 9, modifiziert nach Christofi et al. 1981), die Zahlen der kultivierbaren Ammoniumoxidier, der autotrophen Nitrifikanten, der Nitratreduzierer und der Denitrifikanten mittels MPN-Technik (Böllmann et al. 2012, Rathsack et al. 2014, modifiziert nach Remde & Tippmann 1998) bestimmt. Auf Empfehlung des wissenschaftlichen Beirates wurden für alle Proben gleichzeitig die Zahlen der Genkopien für charakteristische funktionale Gene (AMO, nir S, nir K, nosZ) sowie für einen universellen Bakterienprimer bestimmt. Dazu wurde neben der konventionellen qPCR auch ein eigens zu diesem Zweck etablierter erweiterter MPN-PCR-Ansatz verwendet. Für die Bestimmung der Zellzahlen der Denitrifikanten werden die verwendeten Methoden in Rathsack et al. (2014) ausführlich beschrieben. Aufgrund der aufgetretenen Unsicherheiten bei der Quantifizierung der Nitrifikanten aus dem Pelagial des Scharmützelsees mit dem Standard-MPN-Verfahren wurde auf die Resultate der Messung mit Seewasser 2013 zurückgegriffen und daraus die Zahl der Nitrifikanten der Jahre 2011 und 2012 rückwirkend korrigiert.

Die Berechnung der *in situ* Nitratreduktionsraten erfolgte auf Basis eines mehrparametrischen Modells nach Michaelis-Menten (Nixdorf et al. 2012, Böllmann et al. 2014):

$$\frac{dc}{dt} = v_{sp} \times n \times \left(\frac{C_{NO_3}}{k_{NO_3} + C_{NO_3}} \right) \times \left(\frac{DOC}{k_c + DOC} \right) \times \left(\frac{1}{1 + \frac{C_{O_2}}{k_i}} \right) \times \theta^{T-R}$$

Dafür wurden die spezifischen Zellzahlen (n) in Sediment und Pelagial kultivierungsmethodisch als Most Probable Number (MPN) über den Jahrgang verfolgt (Böllmann et al. 2012, Remde und Tippmann 1998). Die zellspezifische Umsatzrate ($v_{sp} 2,6 \cdot 10^{-8} \text{ mg Zelle}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) und die Michaelis-Menten-Konstante K_m des Substrates Nitrat ($2,26 \text{ mg N L}^{-1}$) wurden in Laborversuchen anhand von Anreicherungskulturen unterschiedlicher Herkunft ermittelt. Weitere reaktionskinetische Parameter (k_c für DOC, 70 mg L^{-1} , K_i für Sauerstoff, $0,38 \text{ mg L}^{-1}$) wurden nach einer nochmaligen Verifizierung aus früheren Arbeiten (Martenssen et al. 1999) bzw. der Literatur entnommen (Temperaturkorrektur gem. ATV Arbeitsblatt A131). Aus den so ermittelten Denitrifikationskapazitäten ($v_{sp} \cdot n$) wurden mit Hilfe des Modells und der gemessenen Umweltparameter die *in situ* Umsatzraten abgeleitet. Das Modell konnte durch den Vergleich mit beobachteten Nitratumsätzen im Scharmützelsee validiert werden. Die Umrechnung der Umsatzraten auf die Fläche erfolgte über die gesamte Wassersäule bis zur mittleren Tiefe der Gewässer bzw. die ersten 3 cm des Sedimentes.

2011 wurde die Denitrifikationsgeschwindigkeit zunächst in allen Proben zusätzlich mit Hilfe der Isotopenpaarungstechnik unter Verwendung von ^{15}N -Nitrat ermittelt. Damit konnten die Relationen zwischen Denitrifikation und der Anammox-Reaktion bestimmt und gleichzeitig die berechneten Denitrifikationsraten verifiziert werden.

Ergebnisse und Diskussion

a) Zellzahlen der Nitrifikanten und Denitrifikanten

In der Tabelle 6 sind die Schwankungsbreiten der Zellzahlen für Nitrifikanten und Nitratreduzierer für die Untersuchungsgewässer von 2010 - 2013 zusammengefasst. Es wird deutlich, dass die Zellzahl der Nitratreduzierer um Zehnerpotenzen höher ist als die der Nitrifikanten. Im Sediment aller Gewässer wurden für beide Organismengruppen stets bedeutend höhere Zellzahlen ermittelt.

Tabelle 6 Zellzahlen der Nitrifikanten und Nitratreduzierer (als MPN) im Untersuchungszeitraum 2011 - 2013, in Wasserproben je Liter, in Sedimentproben je kg Frischmasse (FM); SAA (Probestelle Scharmützelsee/Saarow); RIE (Probestelle Scharmützelsee/Rietz)

Gewässer		Nitrifikanten	Nitratreduzierer	Bemerkung
Zellen L^{-1} bzw. je kg FM				
Scharmützel-see	Pelagial	< NWG $4 \cdot 10^3$	$10^4 - 10^6$	2011 und 2012 Juni 2011
	Sediment	< NWG - 10^4 $2,3 \cdot 10^5$ $9,2 \cdot 10^4$	$10^7 - 10^9$	2011 und 2012 Winter SAA 2013 RIE 2013
	Metalimnion	$10^5 - 2,4 \cdot 10^7$		Maximum am 8.7. 2013
Untere Havel	Pelagial	$3,6 \cdot 10^2 - 9 \cdot 10^3$	$10^4 - 10^6$	2013
	Sediment	$4,3 \cdot 10^4 - 4,3 \cdot 10^6$	$10^8 - 10^{10}$	2013
Elbe	Wasser	$10^3 - 10^4$	$4 \cdot 10^5 - 10^7$	2012 und 2013
	Sediment	$10^3 - 10^6 \text{ kg}^{-1} \text{ FM}$	$10^6 - 10^9 \text{ kg}^{-1} \text{ FM}$	2012 und 2013
Langer See	Pelagial	< NWG	$2,4 \cdot 10^4 - 9,3 \cdot 10^5$	2010 bzw. 2012
	Sediment	< NWG - $9,2 \cdot 10^3$	$10^7 - 10^9$	2012
Müggelsee	Pelagial	< NWG - $7,2 \cdot 10^2$	$4 \cdot 10^5 - 2 \cdot 10^7$	2012
	Sediment	$2,3 - 4,3 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^7 - 9,3 \cdot 10^8$	2012

Kultivierungsbasiert konnten in den Jahren 2011 und 2012 im Pelagial des Scharmützelsees nur bei wenigen Probenahmen geringe Zellzahlen von Nitrifikanten nachgewiesen werden. Auch mittels PCR wurden autotrophe Nitrifikanten nur periodisch und nur mit geringer Genkopienanzahl quantifiziert. Andererseits zeigten Profilmessungen eine ausgeprägte vertikale Schichtung der Nitratkonzentration im Scharmützelsee sowie sehr schnelle Konzentrationsänderungen in den einzelnen Schichten (Nixdorf et al. 2014a). Die erwartete Anreicherung der Nitrifikanten im Metalimnion beträgt im Sommer 2013 mehr als 10^5 Nitrifikanten je Liter mit einem Maximum von $2,4 \cdot 10^7$ je L am 8.7. 2013. Allerdings wurde bei diesen Untersuchungen auch deutlich, dass im Vergleich zu den anderen untersuchten Gewässern in einigen Tiefen offensichtlich eine Oxidation vom Ammonium stattfand, obwohl weder mit der Standard MPN-Methode aktive Nitrifikanten, noch das entsprechende funktionale Gen der AMO der β -Proteobakterien nachgewiesen werden konnten. Bei Verwendung von Seewasser konnten andererseits ammoniumoxidierende Mikroorganismen quantifiziert werden. Ähnliche Beobachtungen beschreiben auch Hastings et al. (1998) in einem geschichteten See. Bereits 2011 wurde vermutet, dass mindestens ein Teil der Ammoniumoxidation durch heterotrophe Nitrifikation erfolgt. Diese Annahme konnte jedoch durch entsprechende Laboruntersuchungen nicht bestätigt werden. Jüngste Studien haben aber gezeigt, dass auch nitrifizierende Archaeen erheblich zum Ammoniumumsatz in Gewässern beitragen können (Beman et al. 2012). Diese Möglichkeit soll anhand der vorliegenden Rückstellproben noch durch zusätzliche Untersuchungen mittels PCR abgeklärt werden.

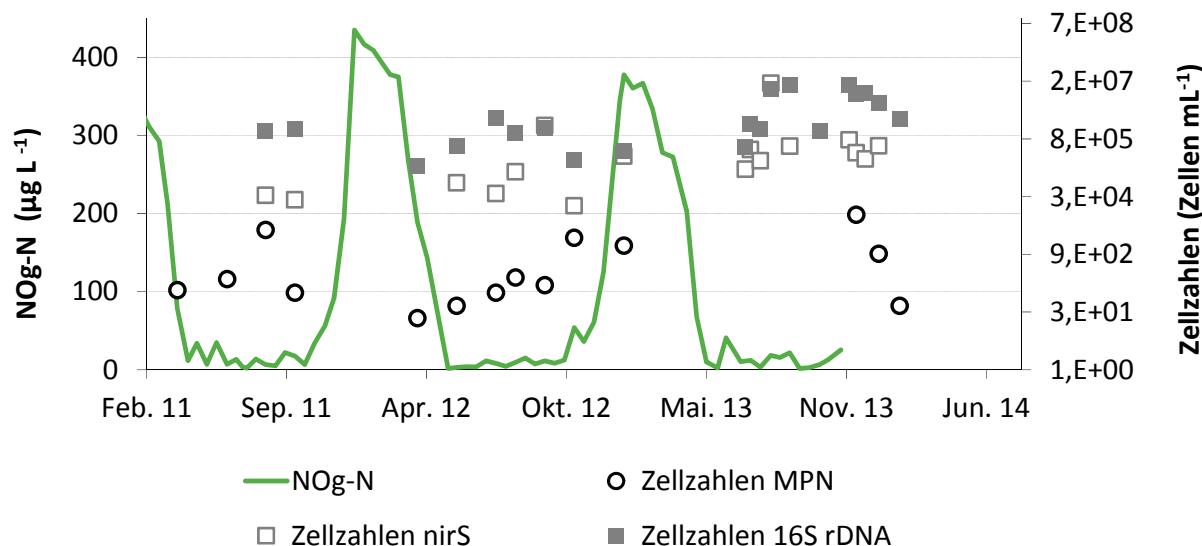


Abbildung 19 Vergleich der jahreszeitlichen Dynamik von Nitratkonzentration, der Zahl der stoffwechselaktiven Denitrifikanten (MPN) und der Zahl der nachweisbaren Genkopien von NirS aus dem Epilimnion bzw. der gesamten durchmischten Schicht während der Vollzirkulation im Scharmützelsee.

Untersuchungen zur Bestimmung der Zellkonzentrationen mit kultivierungsabhängigen und molekulärbiologischen Methoden an Gewässerproben und Laborkulturen ergaben, dass bei verringertem Stickstoffangebot viele Zellen sehr schnell in einen so genannten VBNC-Zustand (viable but non cultivable) übergehen und in diesem Zustand nicht am Stickstoffumsatz teilnehmen (Rathsack et al. 2014). In den untersuchten Gewässern zeigte die Abundanz der stoffwechselaktiven Zellen eine deutliche jahreszeitliche Variation über mehrere Zehnerpotenzen, welche mit der PCR Technik nicht abgebildet werden konnte. Abbildung 19 zeigt beispielhaft den Jahresgang der Denitrifikanten im Pelagial des Scharmützelsees. In Zeiten hoher Nitratumsätze waren nahezu alle Genkopien auch mit stoffwechselaktiven Zellen korrielt, während dies bei Nitratmangel ($< 50 \mu\text{g L}^{-1} \text{NO}_3\text{-N}$) für weniger

als 1 % der Denitrifikanten zutraf. Für die Berechnung der Stoffumsätze wurden daher ausschließlich die mittels MPN bestimmten Zellzahlen verwendet.

b) Nitrifikation

Scharmützelsee: 2012 und 2013 wurden anhand der Konzentrationsdifferenzen zwei Phasen intensiver Nitrifikation für das Pelagial des Scharmützelsees identifiziert: Eine winterliche Ammoniumoxidation und eine mit Beginn der Schichtung einsetzende Nitrifikation über dem Sediment, die sich in Richtung Metalimnion verlagert (Nixdorf et al. 2014 a, b). Wir vermuten, dass die im Sediment nachweisbar vorhandenen Nitrifikanten während der Frühjahrszirkulation aus dem Sediment in das aerobe Pelagial einmischen, aufwachsen und sich im Zuge des sinkenden Sauerstoffgehaltes in den sauerstoff- und ammoniumhaltigen Wasserschichten des Metalimnion einschichten. Diese Vermutung wird auch durch Untersuchungen in anderen geschichteten Gewässern (z.B. Beman et al. 2012) bestätigt.

Die nachfolgende Tabelle 7 zeigt einen Vergleich der *in situ* beobachteten Änderungen der Ammonium- und Nitratkonzentrationen mit den modellbasiert berechneten Nitrifikationsraten nach Übertragung der 2013 gemessenen Zellzahlen (Probenahmestelle Scharmützelsee/Rietz). Die Ergebnisse beider Ansätze stimmen gut überein. Es wird deutlich, dass im Winter und Frühsommer der größte Teil des gemessenen Nitrates vermutlich aus Nitrifikationsprozessen stammt. Sowohl die *in situ* gemessenen Stoffkonzentrationen als auch die modellbasierten Berechnungen zeigen nur kurze Zeitfenster für eine signifikante Nitrifikation im Winter und im Frühsommer. Außerhalb dieser beiden Perioden waren die Umweltbedingungen für eine Nitrifikation nicht gegeben oder sehr ungünstig. Entsprechend reicherte sich Nitrat im Winter an. Im Verlauf der Sommerstagnation akkumulierte im anaeroben Hypolimnion bis zum Herbst Ammonium, weil für die Nitrifikation der Sauerstoff fehlt. Das Epilimnion im Sommer trägt aufgrund sehr geringer Ammoniumkonzentrationen kaum zur Nitrifikation bei.

Tabelle 7 Vergleich der *in situ* beobachteten Änderungen der Ammonium- und Nitratkonzentrationen mit den modellbasiert berechneten Nitrifikationsraten nach Übertragung der 2013 gemessenen Zellzahlen auf den gesamten Untersuchungszeitraum an der Probenahmestelle Rietz.

	<i>in situ</i> Ammoniumoxidation $\text{NH}_4\text{-N } \mu\text{g L}^{-1}\text{d}^{-1}$	<i>in situ</i> Nitratbildung $\text{NO}_3\text{-N } \mu\text{g L}^{-1}\text{d}^{-1}$	berechnete Nitrifikationsrate $\text{NH}_4\text{-N } \mu\text{g L}^{-1}\text{d}^{-1}$
Dez. 2010	1,5 - 7,5	2,5 - 9	2 - 6
Dez. 2011	5,3 - 12	7,3 - 16	1,5 - 6
Mai-Juni 2013 Hypolimnion	0,5 - 2	0,3	0,4 2,1

Aus den Jahressägen 2011 und 2012 ergibt sich eine Gesamtjahresnitrifikation von ca. $8,5 \text{ g m}^{-2}$. Das Sediment wurde hier nicht einbezogen, da die tatsächlichen Umsätze in den oberen Sedimentschichten von vielen verschiedenen Faktoren abhängen und mit dem bisherigen Kenntnisstand noch nicht abschließend beschrieben werden können. Aufgrund der chemischen Parameter ergeben sich aber nur zwei kurze Zeitfenster für eine Nitrifikation an der Sedimentoberfläche, nach der Durchmischung im Winter und nochmals im Frühjahr, wenn der Sauerstoff in größere Tiefen vordringt und dabei das Sediment erreicht. Aus den gemessenen Zellzahlen lässt sich für das Sediment keine jahreszeitliche Rhythmisik ableiten. Im Winter bzw. Frühjahr wurden kurzzeitige Raten von bis zu $34 \text{ } \mu\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ für die

Probestelle SAA und $15 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ für die Probestelle SCH kalkuliert. Daraus lassen sich Jahresumsätze von 3 bzw. 1 mg m^{-2} errechnen. Aus den ermittelten Wachstumsraten der Nitrifikanten von $0,217 \text{ d}^{-1}$ (Verdopplungszeit 46 d) unter den gegebenen Bedingungen können jedoch für die Umsatzspitzen Jahresumsätze von 160 bzw. 80 mg m^{-2} kalkuliert werden. Um diese noch recht große Spannweite weiter einzugrenzen, sind zusätzliche Messungen an ungestörten Sedimentkernen und unter Verwendung von ^{15}N erforderlich.

Untere Havel: Im Gegensatz zum Scharmützelsee wurden die bekannten autotrophen Nitrifikanten in der stärker mit Ammonium belasteten Havel nicht nur in den oberen Sedimentschichten, sondern nahezu ganzjährig auch im Pelagial nachgewiesen. Dabei wurden die höchsten Zellzahlen jeweils im Sommer, die geringsten im zeitigen Frühjahr ermittelt. Auch bei der Havel muss nach der aktuellen Datenlage geprüft werden, ob neben den autotrophen Nitrifikanten auch andere Bakterien (nitrifizierende Archaeen) am der Ammoniumoxidation beteiligt sind. Insofern sind die berechneten Nitrifikationsraten als Mindestumsätze (Tabelle 8) anzusehen.

Langer See: Im Flachsee Langer See war die Nitrifikation neben der Temperaturabhängigkeit sehr eng gekoppelt an die Ammoniumkonzentration, die eine starke Saisonalität mit maximalen Werten im Winter von $300 \mu\text{g L}^{-1}$ und sommerlichen Minima von $50 \mu\text{g L}^{-1}$ aufweist. Die geringsten Nitrifikationsraten wurden jeweils im März mit durchschnittlich $3,4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ limitiert durch geringe Temperaturen und Ammoniumkonzentrationen sowie im Sommer mit 10 bis $15 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ bei Ammoniumlimitation bestimmt. Bei höheren Ammoniumkonzentrationen wurden maximal $16,5 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ berechnet. Sauerstoff ist bis auf wenige Schichtungsergebnisse ausreichend vorhanden. Eine Nitrifikationsleistung des Sedimentes im Langen See abzuschätzen, ist aufgrund der zu geringen Datenlage in Bezug auf die Sauerstoff- und Ammoniumkonzentrationen über Grund kaum möglich. Es ist anzunehmen, dass das Sediment in ähnlicher Form wie bei der Havel großen Anteil an der Gesamtnitrifikation übernimmt. Eine genauere Untersuchung des Langen Sees ist in Projektphase 2 vorgesehen.

Müggelsee: Im Müggelsee war die Nitrifikation am untersuchten Standort im späten Herbst und Frühjahr bei geringen Temperaturen und Ammoniumkonzentrationen unter $15 \mu\text{g L}^{-1}$ mit Umsatzraten von ca. $2 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ am geringsten. Im Winter und im Sommer erreichten die Ammoniumkonzentrationen maximale Werte von 200 bzw. bis $300 \mu\text{g L}^{-1}$, wodurch die Nitrifikationsraten ebenfalls anstiegen und Werte von $13 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im Winter bzw. 40 bis $65 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im Sommer erreichten.

Elbe: Die berechneten Nitrifikationsraten lagen im Freiwasser der Elbe zwischen 1 - $10 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Unterschiede zwischen den Standorten waren anhand der begrenzten Zahl der Einzelmessungen nicht erkennbar. Die Nitrifikationsraten im Sediment lagen zwischen $0,1$ und $150 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Allgemein wurden im Buhnenbereich um Größenordnungen höhere Umsatzraten erzielt als in der Flussmitte. Unterschiede zwischen den Standorten waren anhand der begrenzten Zahl der Einzelmessungen nicht erkennbar.

c) Denitrifikation

Scharmützelsee: Die Denitrifikation ist abhängig von der Bereitstellung von Nitrat. Wie in Abbildung 19 gezeigt, wird Nitrat im Pelagial des Scharmützelsees nur in wenigen Wochen nach den Durchmischungsphasen gebildet. Das im November und Dezember gebildete Nitrat nahm im Winter jeweils nur geringfügig ab, weil hohe Sauerstoffkonzentrationen und niedrige Temperaturen die Denitrifikation hemmen und die Primärproduktion gering ist. Aus den in situ Konzentrationsdifferenzen ergaben sich Umsatzraten von etwa $0,2$ bis $1,2 \mu\text{g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$, aus den am 8.1.2013 gemessenen Zellzahlen von $1,5 \cdot 10^6 \text{ L}^{-1}$ können Umsatzraten von ca. $0,1 \mu\text{g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ errechnet werden. Im März und April sanken

die Nitratkonzentrationen im Wasser stark ab. Aufgrund der Konzentrationsdifferenzen können Umsatzraten von bis zu $9,5 \mu\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$ (entspricht bis zu $270 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) errechnet werden. Die aus den Zellzahlen berechneten Nitratreduktionsraten im Pelagial lagen in diesem Zeitraum mit maximal $0,02 \mu\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$ deutlich darunter. Das Sediment kann aufgrund der anaeroben Verhältnisse über Grund zum Ende des Winters bis zu $50 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ umsetzen, was aber den Verlust an Nitrat im Pelagial nur teilweise erklären kann.

In den Sommermonaten (ca. Juni bis August) wird das nach der Frühjahrsdurchmischung im Hypolimnion gebildete Nitrat hingegen bevorzugt durch Nitratreduktion verbraucht. Betrachtet man die Konzentrationsdifferenzen in einzelnen Schichten, ergeben sich Umsatzraten von ca. $10 \mu\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$. Die berechneten Raten mit gemessen Zellzahlen aus Mischproben von $2,3 \cdot 10^5$ bis $9,3 \cdot 10^5$ betragen bis zu $2 \mu\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$. Dies erklärt lediglich 20 % der Konzentrationsdifferenz. Eine mögliche Ursache für diese Differenz ist die allgemein übliche Verwendung von Mischproben, die bei geschichteten Seen zu einer Unterschätzung der Denitrifikanten bzw. der Umsatzraten führen kann. Entsprechend ergibt sich aus den Jahresgängen 2011 und 2012 für die Probestelle RIE mit den gemessenen durchschnittlichen Zellzahlen ein Jahresumsatz von $0,57 \text{ g m}^{-2}$ Nitratstickstoff. Mit schichtungsbedingt an zunehmenden höheren durchschnittlichen Zellkonzentrationen ($5 \cdot 10^6$) erreicht man 3 g m^{-2} . Diese Werte können als Minimum und Maximum der Denitrifikation für diesen Standort angesetzt werden. Im Sediment erfolgte die Nitratreduktion im Wesentlichen nur im Winter sowie kurzzeitig nochmals im Mai, da im restlichen Jahresverlauf kein Nitrat zur Verfügung stand. Je nach Zellzahlen kann man Raten von $13 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ($3 \cdot 10^8$ mittlere gemessene Zellzahlen je L) und $50 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ($2,3 \cdot 10^9$ im März 2013 gemessen) errechnen. Der Jahresumsatz des Sedimentes wurde mit ca. $3,5 \text{ g m}^{-2}$ berechnet.

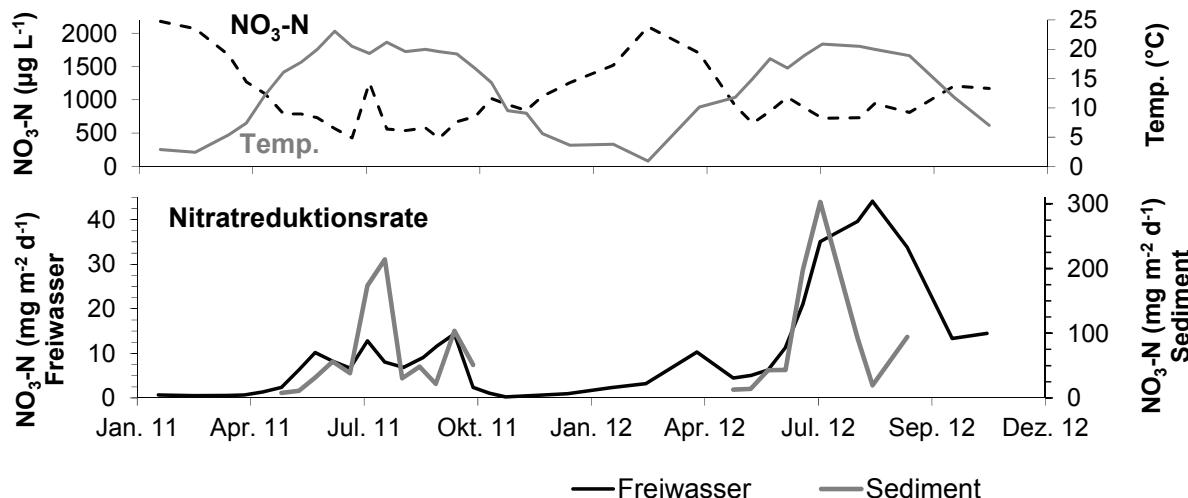


Abbildung 20 Verlauf von Temperatur und Nitratkonzentration (oben) und Nitratreduktionsraten an der Unteren Havel (UHV1) gerechnet mit gemessenen und interpolierten Zellzahlen für 2011 und 2012.

Untere Havel: Die Nitratreduktionsraten im Pelagial folgten sehr deutlich der Jahrestemperatur mit maximalen Raten im Sommer von bis zu $15 \mu\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$ an UHV1 (Pichelsdorfer Gemünd) und minimalen Werten im Winter von $0,1 \mu\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$. Im Sommer zeigten sich allerdings auch Abhängigkeiten von der Nitratkonzentration, die zeitweilig auf $< 400 \mu\text{g L}^{-1}$ sank und dann limitierend wirkte (Abbildung 20). Allerdings konnte in der Havel im Gegensatz zum Scharmützelsee kein direkter Zusammenhang zwischen Nitratkonzentration und Denitrifikationsrate festgestellt werden. Bei nahezu gleichen Nitratkonzentrationen wurden an UHV1 (Pichelsdorfer Gemünd) deutlich höhere Umsatzraten ermittelt als an den anderen Standorten. Offensichtlich wird die Denitrifikation in der Havel vor allem durch den TN-Eintrag bestimmt. Die Nitratkonzentrationen stellen dann lediglich eine Resultierende

aus N-Eintrag/Nitratabbildung und Nitratabbau/Nitratassimilation dar. An UHV1 (Pichelsdorfer Gemünd) sind die eingetragenen Frachten am höchsten. Dies bedingt hohe Bakterienkonzentrationen und entsprechend hohe Umsatzraten. Bei sinkenden Temperaturen verringert sich der Nitratumsatz und die Nitratkonzentrationen steigen erwartungsgemäß an.

Auf die Wassersäule gerechnet ergeben sich insgesamt am flachen Standort Pichelsdorfer Gemünd Umsatzraten von $14 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im Sommer 2011 und maximal $44 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ $\text{NO}_3\text{-N}$ im Sommer 2012. Der Jahresumsatz betrug hier ca. 4 g m^2 . An den anderen tieferen Standorten lagen die maximalen Umsatzraten bei 16 und $7 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ was einen Jahresumsatz von $3,5 \text{ g m}^2$ und $2,4 \text{ g m}^{-2}$ ergibt.

Im Sediment folgte die Nitratreduktion ebenfalls der Temperatur. Allerdings bestand hier in noch größerem Maße eine Abhängigkeit von den Nitratkonzentrationen über Grund. Diese sanken im Sommer zeitweise unter $400 \mu\text{g L}^{-1}$, wodurch sich die Umsatzraten deutlich von maximal 200 bis $300 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (UHV1) auf $20 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ verringerten. Im Winter lagen die Umsatzraten trotz hoher Nitratkonzentrationen bedingt durch die niedrigen Temperaturen unter $10 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Es ergeben sich Jahresumsätze von 16 g m^{-2} und $1,2 \text{ g m}^{-2}$ für UHV1 und UHV2 (Kälberwerder). Die Denitrifikation in der Havel wird vor allem durch ganzjährig hohe Stickstoffeinträge geprägt, die im Zusammenwirken mit hohen Temperaturen und Nitratkonzentrationen in der warmen Jahreszeit hohe Bakterienkonzentrationen und entsprechend hohe Denitrifikationsraten bewirken. Da Nitrat in den obersten mm Sediment immer vorhanden war, entfällt in der Havel ein erheblicher Anteil der Denitrifikation auf das Sediment mit maximalen Umsätzen im Sommer.

Langer See und Müggelsee: Die Denitrifikation im Pelagial des Langen Sees wird wechselseitig von tiefen Temperaturen im Winter und geringen Nitratkonzentrationen im Sommer limitiert, weshalb es nur geringe jahreszeitliche Unterschiede gibt. Bei maximalen Nitratkonzentrationen von $500 \mu\text{g L}^{-1}$ im Winter wurden bis zu $150 \mu\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ umgesetzt, wenn Zellzahlen von $5 \cdot 10^5 \text{ L}^{-1}$ angenommen werden (mittlere gemessene Zellzahl). Sobald im Sommer etwas Nitrat verfügbar ist ($30 \mu\text{g L}^{-1}$), steigen die Umsatzraten auf ca. $60 \mu\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Wie bei der Nitrifikation ist die Abschätzung der Denitrifikation im Sediment aufgrund ungenügender Datengrundlage unsicher, ein bedeutender Anteil ist anzunehmen. Die Nitratreduktionsraten im Müggelsee lagen im Winter trotz geringer Temperaturen mit $8 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ etwas höher als im Sommer mit 2 bis $6 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Die höchsten Umsätze mit bis zu $13 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ wurden jedoch in einem kurzen Zeitraum im Frühjahr kalkuliert.

Elbe: In der Elbe wurde eine deutlich abnehmende Tendenz der Nitratkonzentrationen ($2000 \mu\text{g L}^{-1}$ in Dresden, $1800 \mu\text{g L}^{-1}$ in Magdeburg und $900 \mu\text{g L}^{-1}$ in Geesthacht, gemittelte Konzentrationen, August 2012) und der Zellzahl der Nitratreduzierer beobachtet. Daraus ergeben sich Denitrifikationsraten für das Freiwasser von 21 - $57 \mu\text{g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (33 bis $92 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) am Standort Dresden, $1,7$ bis $33 \mu\text{g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (5 bis $70 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) in Magdeburg und $0,5$ - $5,5 \mu\text{g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (1 bis $7 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) in Geesthacht. Ein erheblicher Anteil der Gesamtstickstoffumsätze fand jeweils im Sediment statt mit Nitratreduktionsraten in Dresden von 57 - $2500 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, in Magdeburg von $0,5$ - $3000 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und in Geesthacht von $5,5$ - $3000 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Die oberen Spannen der Umsatzraten im Sediment liegen um ein Mehrfaches höher als die Denitrifikationsraten, die im Teilprojekt 2.2.2 gemessen wurden.

In der Tabelle 8 sind die Raten für die Nitrifikation und Denitrifikation in den Untersuchungsgewässern zusammengestellt.

Tabelle 8 Flächen- und volumenbezogene Nitrifikation und Denitrifikation sowie Jahresumsätze in den Kompartimenten der Untersuchungsgewässer

Gewässer und Prozess		N - Umsatzraten bezogen auf			Bemerkung
		Volumen	Fläche	Jahr	
		$\mu\text{g L}^{-1}\text{d}^{-1}$	$\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$	g m^{-2}	
Scharmützelsee Nitrifikation	Pelagial	6	53	8,5	Max. Nov. / Dez.
	Hypolimnion	2	13 - 20		Max. Frühsommer
Scharmützelsee Denitrifikation	Pelagial	0,2-1,1	2-10	0,15 - 0,72	Max. Jan. / Febr.
	Hypolimnion	0,5-2,7	2,4 - 21,1		Max. Jun - Aug.
	Sediment		50	3,5	Max. Winter
Untere Havel Nitrifikation	Pelagial	2 > 14	7 - > 43	> 6	Max. UHV1 Jul. / Aug., Min. Winter
	Sediment		2 > 3,6	>1	Max. Winter
Untere Havel Denitrifikation	Pelagial	0,2 - 14	0,5 - 44	4	(Min. Winter), Max. Sommer,
	Sediment		5 - 300	16	Max. Sommer, Min. Winter
Elbe Nitrifikation	Freiwasser	0,4-4	1 - 10		
	Sediment		0,1 - 150		
Elbe Denitrifikation	Freiwasser	0,5-57	1 - 92		
	Sediment		0,5 - 3000		

d - f) Lachgasproduktion, Anammoxprozess, Nitratammonifikation

Messungen mit stabilen Isotopen zeigten vor allem im Spätherbst eine geringe Bildung von N^{29} . Dies weist auf das Vorhandensein von Anammoxbakterien hin. Die Umsätze waren jedoch gegenüber der Denitrifikation eher gering und auf kurze jahreszeitliche Perioden vor allem den Spätherbst beschränkt. Eine Erfassung durch FISH war trotz der sehr spezifischen Zellformen aufgrund der zu geringen Zellzahlen und durch störende Autofluoreszenz von Algen nicht praktikabel und wurde deshalb nicht weiter verfolgt. Die Proben aus den molekularbiologischen Untersuchungen (PCR und qPCR) werden gegenwärtig noch ausgewertet.

Zusätzlich zur Messung der Denitrifikation wurde in Sedimentproben auch die anteilige Produktion von Lachgas untersucht. Der Anteil an Lachgas zum umgesetzten Stickstoff lag in den meisten Proben unter 0,01 % und erreichte in Ausnahmefällen bis zu 5 %. Die Erfassung von Lachgas wurde möglich durch die Anreicherung der Gewässerproben mit Nitrat. In originalen Umweltproben bzw. bei Messungen unter realen Bedingungen sind die Umsätze des Stickstoffes absolut und im Vergleich zu anderen gasbildenden Stoffumsätzen (CO_2 oder CH_4) meist zu gering, um den Metaboliten Lachgas direkt nachzuweisen, was die Beobachtungen aus den Benthoskammerversuchen widerspiegeln (siehe Berichte Teilprojekt 2.1.3 und 2.2.3).

Sedimentproben wurden auf die Bildung von Ammonium aus Nitrat (Nitratammonifikation) als weitere Möglichkeit der Nitratreduktion untersucht. Die Erfassung erwies sich als sehr schwierig, da aus der Biomasse, die bei der Denitrifikation abgebaut wird, ebenfalls Ammonium freigesetzt werden kann. Die Ergebnisse lassen eine Nitratammonifikation von unter 10 % des umgesetzten Nitratstickstoffes vermuten.

Literatur

- Beman, J. M., Popp, B. N. & Alford, S.E. (2012): Quantification of ammonia oxidation rates and ammonia-oxidizing archaea and bacteria at high resolution in the Gulf of California and eastern tropical North Pacific Ocean. *Limnology and Oceanography*, 57: 711-726.
- Böllmann, J., Martienssen, M. & Nixdorf, B. (2012): Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 1: Zellzahlen von Nitrifikanten und Denitrifikanten. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2011 in Weihenstephan. Eigenverlag der DGL: 234-238.
- Christofi, N., Preston, T. & Stewart, W. D. P. (1981): Endogenous nitrate production in an experimental enclosure during summer stratification. *Water Research*, 15: 343-349.
- Hastings, R. C., Saunders, J. R., Hall, G. H., Pickup, R. W. & McCarthy, A. J. (1998): Application of Molecular Biological Techniques to a Seasonal Study of Ammonia Oxidation in a Eutrophic Freshwater Lake. *Applied and Environmental Microbiology*, 64: 3674-3682.
- Martienssen, M. & Schöps, R. (1999): Population dynamics of denitrifying bacteria in a model biocommunity. *Water Research*, 33: 639-646.
- Nixdorf, B., Becker K., Grüneberg, B., Böllmann, J. & Martienssen, M. (2012): Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 2: Erste Ergebnisse zu Einträgen und Umsätzen. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2011 in Weihenstephan. Eigenverlag der DGL: 239-244
- Nixdorf, B., Niebisch, M., Recklebe, J. & Lippert, G. (2014a): Nitrifikation im dimiktischen Scharmützelsee - Teil 2: Deep Nitrate Maximum als Ergebnis der sommerlichen hypolimnischen Ammoniumoxidation. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL.
- Nixdorf, B., Recklebe, J. & Lippert, G. (2014b): Nitrifikation im dimiktischen Scharmützelsee - Teil 1: Maximale Umsetzungen im Winter als Ökosystemdienstleistung. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL.
- Rathsack, K., Böllmann, J. & Martienssen, M. (2014): Comparative study of different methods for analyzing denitrifying bacteria in fresh water ecosystems. *Journal of Water Research and Protection*, In press.
- Remde, A. & Tippmann, P. (1998): Mikrobiologische Charakterisierung aquatischer Sedimente - Methodensammlung. Vereinigung für Allgemeine und Angewandte Mikrobiologie (VAAM) (Hrsg.) Oldenbourg Verlag München, Wien.

2.2.2 Abschätzung des N-Umsatzes in der Elbe über „Open Channel“ Methoden

Stephanie Ritz, Helmut Fischer (BfG)

Ziel

Hohe N-Frachten in Fließgewässern können zu starken Eutrophierungserscheinungen in den aufnehmenden Binnen- und Küstengewässern führen. Ziel dieses Teilprojekts ist es, mittels verschiedener Untersuchungsmethoden den Stickstoffhaushalt, insbesondere die Rolle der Denitrifikation, am Beispiel der Elbe zu quantifizieren. In diesem Zusammenhang werden sogenannte „Open-Channel“ - Methoden angewendet, die im Gegensatz zu Laboruntersuchungen ermöglichen, entsprechende Prozesse direkt im Gewässer zu messen und somit Laborartefakte zu vermeiden. Außerdem integrieren diese Methoden den Stoffumsatz über ganze Gewässerabschnitte und sind unabhängig von der durchströmten Sedimenttiefe. Sie geben somit Hinweise auf den für das Gewässer effektiven Stoffumsatz.

Eine Stoffbilanz soll die Frage klären, wie groß der gewässerinterne Stickstoffumsatz insgesamt ist und welche Rolle dabei der Assimilation bzw. der Denitrifikation zukommt. Über eine „Membrane Inlet Mass Spectrometry“ (MIMS) (Kana et al. 1994) können denitrifikationsbedingte Übersättigungen von N_2 direkt in der Wassersäule gemessen und Denitrifikationsraten ermittelt werden (Laursen & Seitzinger 2002). Außerdem ermöglicht eine Untersuchung der isotopischen Zusammensetzungen des Nitrats eine qualitative Abschätzung der relativen Rollen von Denitrifikation und Assimilation (Kendall 1998). Diese drei voneinander unabhängigen Methoden werden simultan angewendet und daraus resultierende Synergieeffekte bei der Interpretation der Daten genutzt.

Material und Methoden

Probenahmen

Insgesamt wurden vier voneinander unabhängige, fließzeitkonforme Beprobungen an der Elbe durchgeführt. Die Beprobungsfahrten starteten jeweils in Schmilka (Elbe km 4) und endeten in Geesthacht (Elbe km 581 ± 2) (Abbildung 21). Die Eckdaten der jeweiligen Messkampagnen sind in Tabelle 9 zusammengefasst.

Tabelle 9 Eckdaten der durchgeföhrten Probenahmen. WT = Wassertemperatur (gemittelt über die gesamte untersuchte Strecke), Q = Abfluss, SE = Schwarze Elster, M = Mulde, S = Saale, H = Havel

Datum	WT ($^{\circ}$ C)	Q ($m^3 s^{-1}$)	Q ($m^3 s^{-1}$)	Fließzeit	
				Elbe-km 4	Σ (SE;M;S;H) (Stunden)
08.08. - 18.08.2011	19,1	231	333		166
06.05. - 13.05.2012	17	266	219		163,5
25.07. - 02.08.2012	22,5	202	163		193
12.08. - 19.08.2013	20,9	267	183		168,5

Während dieser Messfahrten wurden mindestens zweimal täglich (morgens und abends) Wasserproben aus der Elbe entnommen. Zusätzlich wurden die auf der Fließstrecke einmündenden größten

Nebenflüsse (Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel) sowie im August 2011 die direkt einleitenden größeren Kläranlagen (> 45.000 Einwohnergleichwerte) (FGG Elbe 2005) beprobt. Die jeweiligen Probenahmestellen wurden über ein hydraulisches Modell (HYDRAX) ermittelt, das zur Berechnung von Fließzeiten eingesetzt wird (Schöl et al. 2006). Es wurden die folgenden Parameter gemessen:

- Hintergrundparameter: Temperatur, pH, Leitfähigkeit, gel. O₂, Chlorid, Trübung, Seston, biologischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen und chemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅ und CSB), Zooplanktonzusammensetzung und -biomasse, Phytoplanktonzusammensetzung und -biovolumen
- Nährstoffe und C-Verbindungen: gesamt Stickstoff (TN), Nitrit-N (NO₂-N), Nitrat-N (NO₃-N), Ammonium-N (NH₄-N), Silizium (SiO₂-Si), gelöster anorganischer Phosphor (DIP), gesamt Phosphor (TP), Chlorophyll-*a* (Chla), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), 2011 zusätzlich: partikulärer organischer Stickstoff (PON) und partikulärer organischer Kohlenstoff (POC)
- Stabile Isotope: ¹⁵N und ¹⁸O von NO₃, 2011 zusätzlich ¹⁵N von PON, ¹³C von POC
- Gelöste Gase: N₂ in der Elbe

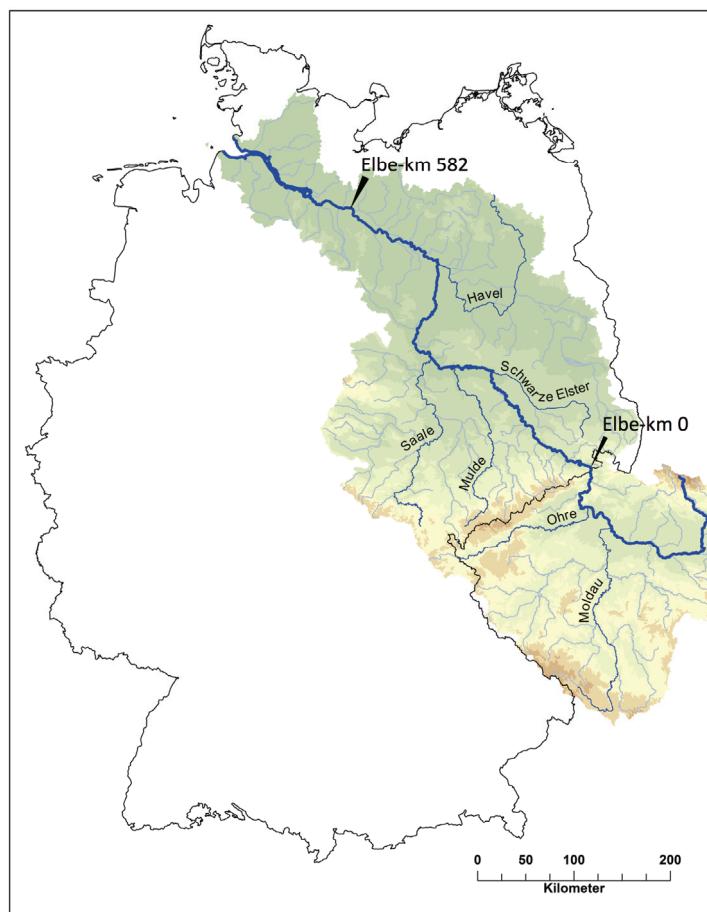


Abbildung 21 Einzugsgebiet der Elbe. Die Elbe-km sind gemäß der deutschen Kilometrierung (beginnend an der deutsch tschechischen Grenze) angegeben. Der Untersuchungsraum bezieht sich auf den frei fließenden innerdeutschen Teil der Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze (Elbe-km 0) und dem Gezeitenwehr bei Geesthacht (Elbe-km 582).

Stoffbilanz

Eine Stoffbilanz wurde für alle durchgeführten Messkampagnen erstellt. Hierfür wurden die Nährstofffrachten (Konzentration x Abfluss) der jeweils letzten Elbe-Messstelle (Elbe-km 581 ± 2) mit einem theoretischen Frachtwert verglichen, der sich aus der reinen Addition des Startwertes (Stofffracht bei Elbe km 4) mit den auf der Fließstrecke hinzukommenden Stofffrachten der Nebenflüsse und Kläranlagen ergibt. Vorausgesetzt, es wurden auf diese Weise alle signifikanten Einträge auf der Fließstrecke berücksichtigt, entspricht eine Differenz zwischen dem errechneten Summenwert und der tatsächlichen Konzentration stromabwärts dem gewässerinternen Umsatz. Neben den eigenen Messungen an der Elbe und den Hauptnebenflüssen wurden die Nährstoffeinträge über die nicht beprobten, kleineren Nebenflüsse abgeschätzt. Hierfür wurden Datensätze der NITROLIMIT-Datenbank verwendet, wobei alle verfügbaren Daten aus dem Jahren 2004 - 2011 für den jeweiligen Zeitraum (Monat der Probenahme ± ein Monat) gemittelt wurden. Bei fehlenden Daten über die Chla-Konzentrationen wurde ein mittlerer Wert von 5 µg L⁻¹ angenommen. Der so ermittelte Datensatz (eigene Messungen + Datenbankauswertung) deckte das Einzugsgebiet des Untersuchungsraumes zu 96 % ab und diente als Grundlage für die Stoffbilanz.

Die Vertrauengrenzen wurden über das Fehlerfortpflanzungsgesetz nach Gauß ermittelt. Hierbei wurden Unsicherheiten der Abflusswerte (± 5 %) sowie die analytischen Fehler der gemessenen Stoffkonzentrationen und die Konzentrationsunsicherheiten der kleinen Nebenflüsse (über die Standardabweichungen der verfügbaren Monatsdaten) berücksichtigt. C:Chla Verhältnisse wurden über das Biovolumen nach der Formel von Rocha & Duncan (1985) berechnet und zusammen mit dem Redfield Verhältnis von C:N = 5,9 (Massenverhältnis) genutzt, um den Anteil der Algenassimilation am Nitratverlust abzuschätzen.

Fraktionierung stabiler Isotope

Messungen der stabilen Isotope wurden für die Messkampagnen August 2011 sowie Mai und August 2012 in Kooperation mit dem Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) durchgeführt. Assimilation und Denitrifikation führen zu einem Anstieg der schweren Isotope im zurückbleibenden Nitrat, wobei bei der Denitrifikation ¹⁸O stärker angereichert wird als bei der Assimilation (Lehmann et al. 2003, Groffman et al. 2006, Panno et al. 2006). Über die Verhältnisse zwischen ¹⁸O und ¹⁵N lässt sich somit die Rolle der Denitrifikation gegenüber der Assimilation qualitativ beschreiben. Die Häufigkeit der Isotope eines Elements in einer Probe wird im Verhältnis zu einem international festgelegten Standard angegeben. Dieser sog. δ-Wert berechnet sich aus:

$$\delta (\text{‰}) = (R_{\text{Probe}}/R_{\text{Standard}} - 1) * 1000$$

wobei R das Verhältnis zwischen der Anzahl der schweren und leichten Isotope in Probe bzw. Standard ist. Es wurden die Standards VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water) für O sowie atmosphärisches N₂ für N verwendet. Die stabilen Isotope von NO₃ wurden mit Hilfe der sogenannten „Denitrifizierer Methode“ (Casciotti et al. 2002) gemessen.

N₂-Messung

Über **in-situ** N₂-Messungen wurden für die Messfahrten August 2011 und Mai 2012 Denitrifikationsraten berechnet. Hierfür wurde an jeder Messstelle das Endprodukt der Denitrifikation (N₂) direkt in der Wassersäule gemessen. Ausgehend von dieser Konzentration wurde eine „theoretische“ N₂-Konzentration für die nächste Messstelle berechnet, die sich ergeben würde, wenn lediglich atmosphärischer Austausch stattfinden würde. Liegt der so berechnete Wert unter dem tatsächlich gemessenen Wert, muss auf der betrachteten Strecke eine Produktion von N₂ stattgefunden haben. Diese Produktion lässt sich über eine inverse Modellierung berechnen, indem man dem Modell eine Produktionsrate hinzufügt, die zu dem tatsächlich gemessenen Wert als Ergebnis führt. Das für die

N_2 -Messungen notwendige, speziell konfigurierte Massenspektrometer (MIMS, siehe oben) wurde vom Helmholtz-Zentrum in Geesthacht (HZG) zur Verfügung gestellt. Wegen der höheren Präzision bei Konzentrationsmessungen wurden N_2 :Ar Verhältnisse gemessen, woraus die finale N_2 Konzentration mit Hilfe eines modellierten Ar Wertes berechnet wird. Die Modellierung der Ar- sowie der N_2 -Konzentrationen werden nach dem Ansatz von Laursen & Seitzinger (2002) durchgeführt. Der atmosphärische Austausch wurde basierend auf empirischen Zusammenhängen zwischen Strömungs- und Gasaustauschgeschwindigkeiten ermittelt und mit den temperaturabhängigen Schmidt-Zahlen der Gase sowie der jeweiligen Flussmorphologie auf die vorherrschenden Umweltbedingungen im berechneten Flussabschnitt angepasst (Yan et al. 2004). Um Unsicherheiten über den N_2 Eintrag durch die Nebenflüsse zu minimieren, wurden drei Elbeabschnitte ausgewählt, innerhalb derer kein größerer Nebenfluss mündet. Zusätzlich zeigten die ausgewählten Abschnitte morphologische Unterschiede, die Einfluss auf die Denitrifikationsraten haben könnten. Die folgenden Abschnitte wurden untersucht:

Km 4 - 154 → grobes Sediment (Grobkies)

Km 339 - 437 → ausgeprägte Buhnenfelder

Km 484 - 582 → Stauhaltung

Bei der Berechnung der Vertrauensbereiche wurden Unsicherheiten in der gemessenen N_2 -Konzentration, des Schmidt-Zahl Koeffizienten, der Flussmorphologie und des Abflusses berücksichtigt. Der Gasaustausch wurde für jeden Abschnitt mit 10 verschiedenen Gleichungen berechnet und jeweils die Gleichungen, die zur niedrigsten, mittleren und höchsten Austauschrate führte, in die Fehleranalyse einbezogen. Die finalen Denitrifikationsraten wurden schließlich für alle möglichen Fehlerkombinationen berechnet und aus diesen Ergebnissen ein 95 % - Konfidenzintervall bestimmt.

Ergebnisse

Stoffentwicklung im Längsverlauf im Jahresvergleich

Die Chla-Entwicklung zeigte bei allen Sommerbeprobungen (August 2011-2013, Abbildung 22) einen kontinuierlichen Anstieg, wobei 2011 eine Konzentration von $75 \mu\text{g L}^{-1}$ bei Elbe-km 582 erreicht wurde, während es 2012 und 2013 zu einem deutlich stärkeren Anstieg und zu höheren Konzentrationen kam (max: $149 \mu\text{g L}^{-1}$ im August 2013). Die Startkonzentrationen bei km 4 hingegen lagen bei allen Sommerbeprobungen deutlich unter den Werten vom Mai 2012. Im Mai kam es nur auf den ersten Kilometern zu einem Anstieg von Chla. Im weiteren Verlauf stieg die Konzentration nicht mehr an, blieb aber durchgehend über $100 \mu\text{g L}^{-1}$.

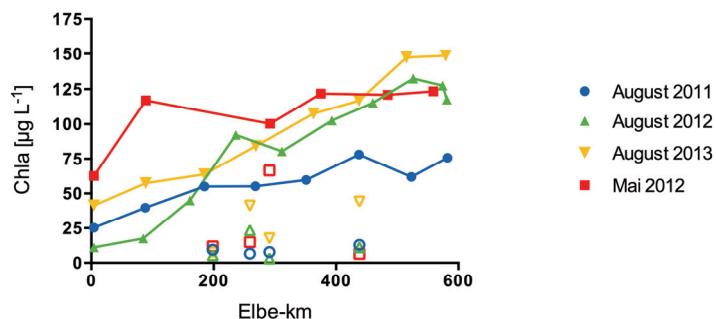


Abbildung 22 Chla-Konzentrationen im Längsverlauf der Elbe und in den großen Nebenflüssen für die jeweiligen Probenahmezeiträume. Ausgefüllte Symbole = Mittelwerte der Elbproben für Strommit-

te, linkes und rechtes Ufer. Unausgefüllte Symbole = Nebenflüsse (Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel), jeweils Einzelwerte aus der Flussmitte.

Die Zehrung von Nitrat-N war in den Sommermonaten deutlich stärker als im Mai. Dies ließ sich tendenziell auch für den Gesamt-Stickstoff feststellen (Abbildung 23). Für beide Parameter waren die Startkonzentrationen bei km 4 im Sommer höher als im Mai. Ähnliches zeigte sich auch für die Konzentrationen von DIP, wobei die Konzentrationen im Mai durchgehend unterhalb der Nachweisgrenze von $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ lagen. Für Ammonium-N war weder im Sommer noch im Mai ein Trend erkennbar, die Konzentrationen waren auf der gesamten Strecke gering.

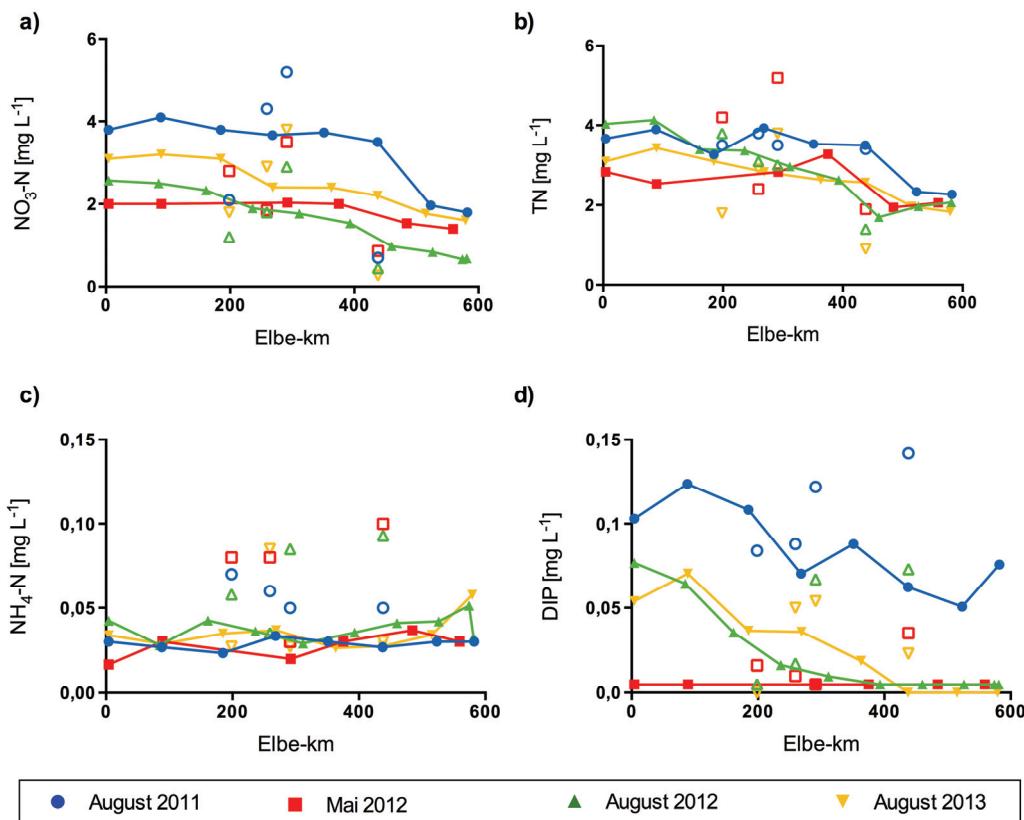


Abbildung 23 Konzentrationen von a) Nitrat-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) b) Gesamt-N (TN), c) Ammonium-N ($\text{NH}_4\text{-N}$) und d) gelöstem anorganischen Phosphor (DIP) im Längsverlauf der Elbe und in den großen Nebenflüssen für die jeweiligen Probenahmezeiträume. Ausgefüllte Symbole = Mittelwerte der Elbproben für Strommitte, linkes und rechtes Ufer. Unausgefüllte Symbole = Nebenflüsse (Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel), jeweils Einzelwerte aus der Flussmitte.

Stoffbilanz

Für Ammonium-N lieferte die Bilanz keine eindeutigen Ergebnisse. Es konnten jedoch signifikante Anstiege der Chla-Frachten sowie Rückgänge bei den Nitrat-N, TN und DIP Frachten festgestellt werden (s. Tabelle 10). Im August 2012 zeigte sich einhergehend mit dem im Vergleich geringsten Abfluss der stärkste Gesamtzuwachs von Chla. Bei den berechneten Raten bezogen auf Fläche und Zeit ist der Zusammenhang zwischen Abfluss und Gesamtumsatz nicht mehr erkennbar. Die Nitratretention war mit $21 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ebenfalls im August 2012 am höchsten. Bei der TN Retention zeigten sich nur geringfügige Unterschiede zwischen den Messkampagnen. Sie lag zwischen $15,3$ und $19,8 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Chlorid wurde als konservativer Tracer genutzt. In der Regel zeigten sich, außer für August 2011, nur leichte Diskrepanzen in den Chlorid- und Abflussbilanzen, die innerhalb der berechneten Fehlertole-

ranzen lagen. Die Bilanzen können somit als geschlossen betrachtet werden. Im August 2011 hingegen ergab sich für die Chlorid- und die Abflussbilanz ein größeres Ungleichgewicht von +25 % ($\pm 6\%$) bzw. +23 % ($\pm 2,5\%$).

Tabelle 10 Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung über den gesamten beprobten Elbeabschnitt für die jeweiligen Messfahrten. Im Mai 2012 lagen die DIP Konzentrationen durchgehend unterhalb der Nachweisgrenze von $0,01 \text{ mg P L}^{-1}$. Folglich konnte für diesen Zeitraum keine DIP-Bilanz berechnet werden.

	Chla (g s^{-1})	NO ₃ -N (g s^{-1})	TN (g s^{-1})	DIP	Cl ⁻ (kg s^{-1})	Abfluss ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
AUGUST 2011						
Gesamteintrag	9,6	1744	2228	69,6	60,7	612
Austrag Elbe km 582	57,3	1360	1713	57,2	75,9	755
Umsatz (%)	$499 \pm 79,9$	$-22,0 \pm 5,3$	$-23,1 \pm 9,3$	$-17,8 \pm 11,6$	$25,1 \pm 6,3$	$23,4 \pm 6,9$
Umsatz ($\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)	$1,8 \pm 0,3$	$-14,7 \pm 3,5$	$-19,8 \pm 8,0$	$-0,5 \pm 0,3$		
MAI 2012						
Gesamteintrag	19,6	1132	1743	/	60,2	553
Austrag Elbe km 583	54,5	823	1352	/	64,2	588
Umsatz (%)	$177 \pm 43,1$	$-27,3 \pm 8,1$	$-22,5 \pm 8,7$	/	$6,8 \pm 6,5$	$6,4 \pm 6,2$
Umsatz ($\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)	$1,4 \pm 0,3$	$-12,1 \pm 3,6$	$-15,3 \pm 5,9$	/		
JULI/AUGUST 2012						
Gesamteintrag	4,2	909	1341	28,7	65,2	403
Austrag Elbe km 583	47,6	275	836	2,0	60,3	404
Umsatz (%)	$1041 \pm 89,7$	$-69,7 \pm 9,8$	$-37,7 \pm 10,7$	$-93,0 \pm 18,2$	$-7,4 \pm 9,3$	$1,3 \pm 6,7$
Umsatz ($\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)	$1,4 \pm 0,1$	$-21,0 \pm 2,9$	$-16,8 \pm 4,7$	$-0,9 \pm 0,2$		
AUGUST 2013						
Gesamteintrag	16,6	1355,7	1429	24,0	80,6	481
Austrag Elbe km 583	76,7	820,4	928	2,6	88,8	516
Umsatz (%)	$361 \pm 32,7$	$-39,5 \pm 11,4$	$-35 \pm 10,9$	$-90,1 \pm 24,4$	$+8,2 \pm 7,5$	$+7,1 \pm 6,7$
Umsatz ($\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)	$2,3 \pm 0,2$	$-20,3 \pm 5,9$	$-19 \pm 5,9$	$-0,9 \pm 0,2$		

Der mittels Biovolumen berechnete C-Gehalt des Phytoplanktons wurde ins Verhältnis zu den gemessenen Chla-Werten gesetzt. Die so berechneten C:Chla Verhältnisse wurden über den gesamten Flussabschnitt gemittelt und lagen für die Messfahrten August 2012, Mai 2012 und August 2012 bei 23, 27 bzw. 28. Für August 2013 wurde ein Wert von 30 angenommen. Es zeigte sich, dass der daraus errechnete Anteil der Assimilation am Nitrat-Verlust nur einen Teil der Nitrat-Retention erklären konnte (s. Abbildung 24).

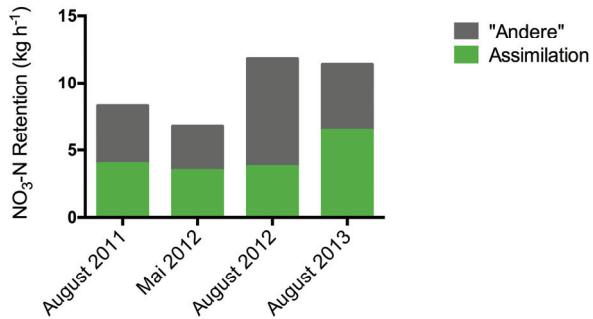


Abbildung 24 Berechnete Anteile der (Netto-)Assimilation an der Nitratretention. Die Nitratretention ist angegeben als Umsatz pro Stunde Fließzeit berechnet über die jeweilige Gesamtfließzeit der untersuchten Strecke.

Fraktionierung stabiler Isotope

Im Längsverlauf aller Messfahrten reicherten sich sowohl ¹⁵N als auch ¹⁸O deutlich im Elbe-Nitrat an. Dass dieser Anstieg ein Resultat gewässerinterner Prozesse ist, konnte durch eine analog zur Stoffbilanz aufgestellten „Isotopenbilanz“ bestätigt werden: Der gemessene Anstieg der stabilen Isotope konnte nicht durch die reine Summe der Einträge begründet werden (s. Tabelle 11).

Tabelle 11 Bilanzierung der Nitritisotope ($\delta^{15}\text{N-NO}_3$ und $\delta^{18}\text{O-NO}_3$). KA = Kläranlage, NF = Nebenflüsse. Σ^* : vor der Summation wurden die einzelnen Parameter mit dem jeweiligen Frachtwert gewichtet. Aufgrund der geringen Frachten hatten die Kläranlagen trotz ihrer deutlich höheren δ Werte kaum Einfluss auf die Gesamtbilanz. Sie wurden aus diesem Grunde nur im August 2011 beprobt.

	August 2011		Mai 2012		August 2012	
	$\delta^{15}\text{N} [\text{\textperthousand}]$	$\delta^{18}\text{O} [\text{\textperthousand}]$	$\delta^{15}\text{N} [\text{\textperthousand}]$	$\delta^{18}\text{O} [\text{\textperthousand}]$	$\delta^{15}\text{N} [\text{\textperthousand}]$	$\delta^{18}\text{O} [\text{\textperthousand}]$
Startwert (km 4)	9,4	2,5	2,1	3,5	10,7	3,1
Σ^* (KA)	19,0	4,1	/	/	/	/
Σ^* (NF)	10,1	1,8	2,7	4,1	6,4	2,5
Σ^* (km 4, KA, NF)	9,8	2,2	2,3	3,8	7,3	2,5
Endwert (km 581 ± 2)	12,9	4,8	14,7	8,3	19,4	12,3

In einem geschlossenen System ergibt der negative natürliche Logarithmus der Substratkonzentration aufgetragen gegen die jeweiligen δ Werte die entsprechenden Fraktionierungsfaktoren als Steigung. Die entsprechenden Graphen für die gemessenen ¹⁵N und ¹⁸O (Abbildung 25) zeigen für alle Ergebnisse signifikante Korrelationen. Die Fraktionierungsfaktoren liegen zwischen 4,3 ‰ und 8,8 ‰ für ¹⁵N sowie 3 ‰ und 8,4 ‰ für ¹⁸O. Das für die Denitrifikation typische Fraktionierungsverhältnis von 1:2 ($\delta^{18}\text{O}:\delta^{15}\text{N}$) konnte jedoch nur im August 2011 beobachtet werden. Für Mai und August 2012 waren die Fraktionierungen für ¹⁵N und ¹⁸O sehr ähnlich und das Verhältnis lag entsprechend nahe bei 1, ein Wert, der typisch für reine Assimilationsprozesse ist.

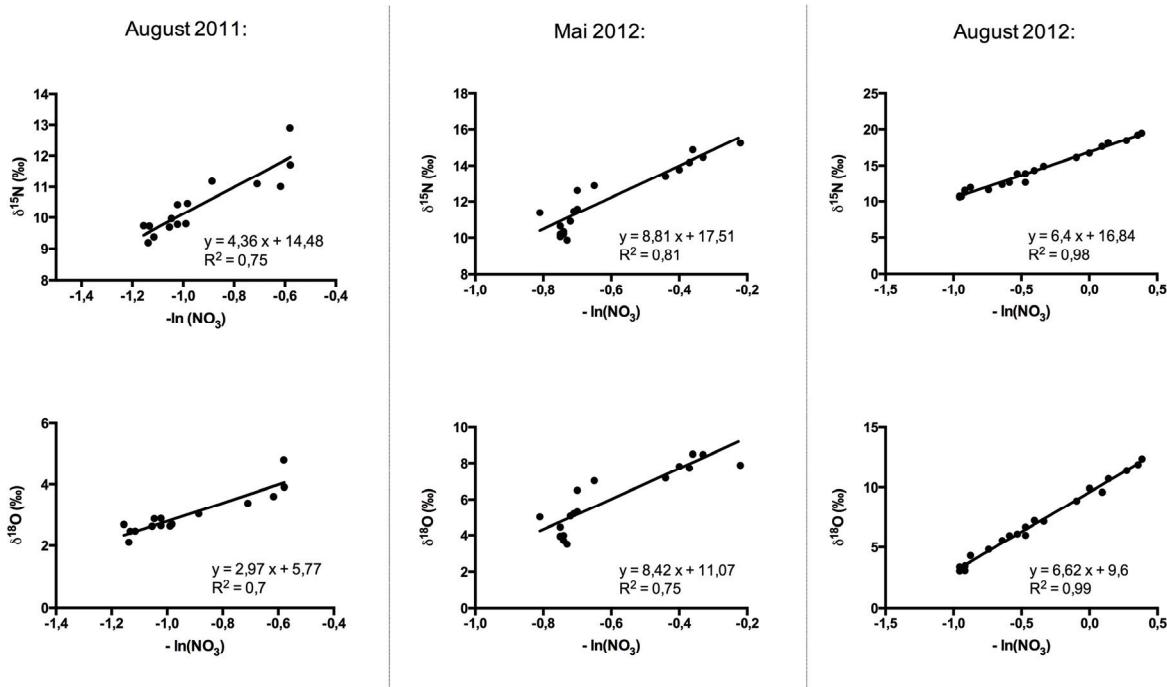


Abbildung 25 Der natürliche negative Logarithmus der gemessenen NO_3 -Konzentration im Elbewasser aufgetragen gegen die entsprechenden $\delta^{15}\text{N}$ - NO_3 und $\delta^{18}\text{O}$ - NO_3 Werte. Die Steigung entspricht den jeweiligen Fraktionierungsfaktoren in ‰.

N₂-Messung

Sowohl im August 2011 als auch im Mai 2012 konnte an fast allen Probenahmestellen eine leichte N₂-Übersättigung von durchschnittlich 3,8 bzw. 4,7 $\mu\text{mol L}^{-1}$ gemessen werden. Die daraus ermittelten Denitrifikationsraten sind in Tabelle 12 als Mittelwerte aller modellierten Denitrifikationsraten für den jeweiligen Abschnitt zusammengefasst. Die berechneten Denitrifikationsraten liegen im Durchschnitt über den Raten, die aus der Nitratbilanz abgeschätzt wurden. Für beide Zeiträume wurden auf dem letzten Elbe-Abschnitt (km 484 - 582) die geringsten Raten gemessen. Die höchsten Raten waren im August 2011 auf dem mittleren Abschnitt (km 314 - 437) zu finden, im Mai 2012 auf dem ersten (km 4 - 154). Der letzte Abschnitt zeigte bei beiden Messfahrten die geringsten Denitrifikationsraten.

Tabelle 12 Denitrifikationsraten auf den betrachteten Abschnitten für die Messfahrten August 2011 und Mai 2012 als Mittelwerte aller modellierten Raten auf dem jeweiligen Abschnitt $\pm 95\%$ Konfidenzintervall.

Zeitraum	Abschnitt (Elbe-km)	Denitrifikation ($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	Denitrifikation (kg h^{-1})
8.-10.8.2011	4 - 187	$19,8 \pm 2,3$	$8,52 \pm 1,0$
12.-13.8.2011	314 - 437	$31,8 \pm 3,6$	$10,1 \pm 2,1$
14. - 15.8.2011	484 - 583	$10,3 \pm 2,2$	$7,8 \pm 1,6$
6. - 8.5.2012	4 - 154	$35,7 \pm 3,6$	$16,5 \pm 2,9$
9. - 10.5.2012	339 - 437	$10,4 \pm 2,6$	$6,2 \pm 2,6$
10. - 12.5.2012	484 - 582	$9,4 \pm 2,5$	$6,0 \pm 2,8$

Diskussion

Die gemessenen Nährstoffkonzentrationen sowie die berechneten Bilanzen zeigen, dass es in den Sommermonaten zu einer intensiven Assimilation und einer damit verbundenen deutlichen Nährstoffzehrung auf dem untersuchten Elbeabschnitt kommt. Im Mai hingegen führt eine stärkere Assimilation in den tschechischen Elbeabschnitten zu geringeren Nährstoffkonzentrationen (insbesondere von DIP) im Untersuchungsraum, und die Algen zeigen entsprechend früher (nach den ersten 100 km) ein verringertes Wachstum. Die im August 2012 festgestellten erhöhten Gesamtproduktionen (von Chla) und -Verluste (von Nitrat-N und TN) beruhen auf den geringeren Abflüssen und den entsprechend verlängerten Fließzeiten, da so die jeweiligen Prozesse länger auf den Wasserkörper einwirken können. Entsprechend zeigen die auf die Fläche berechneten Raten keinen Zusammenhang mit dem Abfluss. Die TN Retention lag, gemittelt über alle Messfahrten, bei $18 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Die Chlorid-Bilanz deutet an, dass im August 2011 die Einträge auf der Fließstrecke möglicherweise unterschätzt wurden und somit die berechneten Zuwächse über- bzw. die Verluste unterschätzt wurden. Da der Hauptanteil der Einträge aus dem Einzugsgebiet über die vier untersuchten Nebenflüsse erfolgt und ein Stoffaustausch über das Grundwasser i. d. R. nur kleinräumig stattfindet (Montenegro et al. 2000), liegen für diesen Zeitraum evtl. Fehler in den Abfluss- und /oder Konzentrationswerten der größeren Nebenflüsse vor. Die Nitratbilanz beinhaltet sowohl die Verluste durch Assimilation als auch die durch Denitrifikation. Die Berechnung des Anteils der Assimilation zeigte deutlich, dass neben der (Netto-)Assimilation noch weitere Faktoren wie z.B. Denitrifikation oder Sedimentation eine Rolle beim Nitratverlust spielen müssen.

Die Analyse der stabilen Isotope lieferte nur für August 2011 Hinweise für einen entsprechend hohen Anteil der Denitrifikation, da die Anreicherung von $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ gegenüber der von $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ entsprechend geringer ausfiel. Im Mai und August 2012 hingegen wurden $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ und $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ im gleichen Maße angereichert. Dieses Anreicherungsverhältnis ist typisch für reine Assimulationsprozesse. Der vermeintliche Widerspruch zur Stoffbilanz (bei der die assimilativen Anteile am Nitratverlust deutlich geringer ausfielen) könnte zum einen durch einen höheren Anteil von Sedimentationsprozessen erklärt werden, zum anderen könnten verstärkte Nitrifikationsprozesse, die zu einer Verringerung von $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ führen, dem Denitrifikationssignal (Anreicherung von $\delta^{18}\text{O-NO}_3$) entgegengewirkt haben.

Über die N_2 -Messung konnten sowohl im August 2011 als auch im Mai 2012 Denitrifikationsraten ermittelt werden. Die Raten waren in den verschiedenen Abschnitten unterschiedlich hoch und lagen im Durchschnitt bei 21 bzw. $19 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, was in etwa dem über die Stoffbilanz berechneten TN Verlust entspricht. Generell sind die hier berechneten Denitrifikationsraten im Vergleich zu anderen Literaturwerten relativ hoch. Sie liegen aber in der gleichen Größenordnung wie Messungen potentieller Denitrifikationsraten der Elbe von $8,4$ - $84 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Fischer et al. 2005) und sind vergleichbar mit Ergebnissen ähnlicher Studien, in denen Fließgewässer in landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebieten mittels „Open-Channel“ - Methoden untersucht wurden (z.B. Laursen & Seitlinger 2002, Böhlke et al. 2009).

Fazit

Die Stoffbilanz zeigte bei allen Messfahrten deutlich, dass neben der Assimilation weitere Prozesse einen großen Anteil an der Nitratretention haben müssen. Die über direkte N_2 -Messungen berechneten Denitrifikationsraten konnten dieses Ergebnis bestätigen. Die im Sommerhalbjahr gemessenen Denitrifikationsraten entsprechen bei einem Q_{10} -Wert von 2 einem Jahresmittelwert von $15 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Damit werden in der Elbe zwischen Schmilka und Geesthacht jährlich rund 12.000 Tonnen Stickstoff entfernt. Diese Raten entsprachen in etwa der bilanzierten TN Retention, lagen jedoch über dem abgeschätzten Anteil am Nitratverlust. Mittels Isotopenanalyse ließ sich nur in einem Fall Denit-

rifikation nachweisen. Möglicherweise bilden zeitverzögerte Effekte von Sedimentation und darauf folgender Mineralisierung zusätzliche N-Quellen, die in der (Netto-) Nitratbilanz und der Isotopenanalyse nicht erfasst werden.

Literatur

- Böhlke, J. K., Antweiler, R. C., Harvey, J. W., Laursen, A. E., Smith, L. K., Smith, R. L. & Voytek, M. A. (2009): Multi-scale measurements and modeling of denitrification in streams with varying flow and nitrate concentration in the upper Mississippi River basin, USA. *Biogeochemistry*, 93: 117-141.
- FGG Elbe (2005): Zusammenfassender Bericht der Flussgebietsgemeinschaft Elbe über die Analysen nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG (A-Bericht), Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Hrsg.).
- Fischer, H., Kloep, F., Wilzcek, S., & Pusch, M. (2005): A river's liver - microbial processes within the hyporheic zone of a large lowland river. *Biogeochemistry*, 76: 349-371.
- Groffman, P. M., Altabet, M. A., Böhlke, J.K., Butterbach-Bahl, K., David, M.B., Firestone M.K., Giblin, A.E., Kana, T.M., Nielsen, L.P. & Voytek, M.A. (2006): Methods for measuring denitrification: Diverse approaches to a difficult problem. *Ecological Applications*, 16: 2091-2122.
- Kana, T.M., Darkangelo, C., Hunt, M.D., Oldham, J.B., Bennett, G.E. & Cornwell, J.C. (1994): Membrane inlet mass spectrometer for rapid high-precision determination of N₂, O₂, and Ar in environmental water samples. *Analytical Chemistry*, 66: 4166-4170.
- Kendall, C. (1998): Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. In Kendall, C. and McDonell, J. J., (Hrsg.): *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Lehmann, M.F., Reichert, P., Bernasconi, S.M., Barbieri, A. & McKenzie, A. (2003): Modelling nitrogen and oxygen isotope fractionation during denitrification in a lacustrine redox-transition zone. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67: 2529-2542.
- Laursen, A. & Seitzinger, S. (2002): Measurement of denitrification in rivers: an integrated, whole reach approach. *Hydrobiologia*, 485: 67-81.
- Montenegro, H., Holfelder, T. & Warwa, B. (2000): Modellierung der Austauschprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser in Flussauen. In: Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. & Rode, M. (Hrsg.) *Stoffhaushalt von Auenökosystemen - Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertung*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- Panno, S.V., Hackley, K.C., Walton, R.K. & Hwang, H. (2006): Isotopic evidence of nitrate sources and denitrification in the Mississippi River, Illinois. *Journal of Environmental Quality*, 35: 495-504.
- Rocha O. & Duncan A. (1985): The relationship between cell carbon and cell volume in freshwater algal species used in zooplanktonic studies. *Journal of Plankton Research*, 7: 279-294.
- Schöll, A., Eidner, R., Böhme, M. & Kirchesch, V. (2006): Integrierte Modellierung der Wasserbeschaffenheit mit QSim. In: Pusch, M. & Fischer, H. (Hrsg.), *Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*. Weißensee Verlag, Berlin.
- Yan, W., Laursen, A., Wang, F., Sun, P. & Seitzinger, S. (2004): Measurement of Denitrification in the Changjiang River. *Environmental Chemistry*, 1: 95-98.

2.2.3 Lachgas (N_2O)-Emissionen

Marc Kupetz, Peter Casper (IGB)

Hintergrund und Ziele

Lachgas (N_2O) entsteht in limnischen Systemen unter anoxischen Bedingungen, wenn der Prozess der Denitrifikation nicht komplett abläuft. Nitrat wird über Intermediate (NO_2 , NO , N_2O) zu molekularem Stickstoff (N_2) reduziert. In Versuchen zum Denitrifikationspotential in Sedimenten des Scharmützelsees sowie der Unteren Havel wurden im Teilprojekt 2.2.1 mittlere Denitrifikationsraten von 2,5 bzw. 18 g N m⁻² a⁻¹ nachgewiesen (Böllmann et al. 2013). Die hohen potentiellen Raten eröffnen die Möglichkeit der unvollständigen Denitrifikation mit N_2O -Bildung. Dieses Gas löst sich in Abhängigkeit von Temperatur und Salzgehalt im Wasser. Da die atmosphärischen N_2O -Konzentrationen mit ca. 326 ppb (UBA, 2011) sehr gering sind, würde bereits bei einer geringen Anreicherung im Oberflächenwasser eine diffusive Abgabe von Lachgas über die Wasseroberfläche in die Atmosphäre erfolgen und aufgrund des gegenüber Kohlendioxid ca. 300fach größeren „global warming potential“ bedeutend zum Treibhauseffekt beitragen.

Ausgehend von anderen Arbeiten zur Messung von Lachgasemission aus Binnengewässern verschiedener Trophiestufen und N-Eintrags (Baulch et al. 2011, Hlávácová et al. 2006, Huttunen et al. 2003, Mengis et al. 1997) wurde angenommen, dass auch heimische Gewässer eine bedeutsame Quelle für N_2O darstellen können. Die Untersuchungen sollen die Bedeutung der N_2O -Emission für die N-Bilanz in den Untersuchungsgewässern klären. Außerdem sollte das Treibhauspotential der Lachgasemission aus Binnengewässern abgeschätzt werden.

Methoden und Ergebnisse

Die Freisetzung von Gasen aus einem Wasserkörper erfolgt auf verschiedenen Wegen. Durch mikrobiellen Abbau organischen Materials im Sediment entstehen Gase (z.B. CH_4 , N_2O), deren Übersättigungskonzentrationen im Porenwasser zur Bildung von Gastaschen im Sediment und zur Ebullition (Blasenfreisetzung) führen können. Die Konzentration der gelösten Gase im Wasserkörper ist abhängig von Bildungs- und Abbaurate, Wasserströmung, Luftdruck, Wind- und Wellenbewegung. Der Konzentrationsgradient zwischen der Wasserphase an der Oberfläche und der atmosphärischen Konzentration bestimmt so die Stärke der Diffusion zwischen Gewässer und Atmosphäre. Die Gesamtemission ist die Summe aus den verschiedenen Pfaden, vornehmlich aus Ebullition und Diffusion. Eine Freisetzung von N_2O durch Makrofauna und Makroflora im Gewässer spielt nur eine geringe Rolle.

Zur Ermittlung der Gesamtemission dienen schwimmende Fluxkammern (Öffnungsdurchmesser 30 cm, effektiver Gasraum über der Wasseroberfläche 5 L), welche an beruhigten Stellen auf dem Gewässer fixiert werden können. Um die Anreicherung der zu untersuchenden Gase über die Zeit zu verfolgen, werden in Abständen von Stunden bis Tagen Gasproben aus den Fluxkammern über ein Ventil entnommen, hierzu dienen evakuierte Glasflaschen (12 ml Volumen). Die N_2O -Analyse erfolgte generell gaschromatografisch im Labor (ECD-Detektor, GC14B (Shimadzu, Japan)). An jeder Messstelle wurden Luftdruck und -Temperatur für die spätere Berechnung der Emissionsraten bestimmt.

Es wurde in Voruntersuchungen mit Fluxkammern an eutrophen Seen in der Oberhavel und in Kurz- wie Langzeitmessungen an den beprobten Modellseen keine N_2O -Freisetzung über die Grenzfläche Wasser-Atmosphäre nachgewiesen. Wegen der Negativbefunde wurden ergänzend Gastaschen im Sediment aufgewirbelt und das aufgefangene Gas analysiert, sowie N_2O -Konzentrationen im Sedi-

mentporenwasser untersucht. Dazu wurden Sedimentkerne aus den Gewässern entnommen und zeitnah (innerhalb von 24 h unter Kühlung) aufbereitet. Durch Entnahme von 10 ml Sediment verschiedener Tiefen (5, 10, 15 cm) und Zugabe von konzentrierter NaOH (5 % Zielkonzentration) in 20-ml-Flaschen erfolgte gleichzeitig die Austreibung von gelöstem Gas aus dem Porenwasser wie auch die Fixierung der Proben.

Weitere Details zur Methodik sowie den Ergebnissen an den untersuchten Gewässern sind in Tabelle 13 zusammengefasst.

Tabelle 13 Übersicht zu Probenahmen und Resultaten an den Modellgewässern Mittlere Elbe (ME), Langer See (LAN), Scharmützelsee (SCH), Müggelsee (MUEG) und Untere Havel (UHV). (E) Probe auf Ebullition, (F) Fluxmessung, (S) Sedimentprobenahme; n.d. = nicht gemessen.

		ME	LAN	SCH	MUEG	UHV
Zeiträume (Beprobungsart)		05.2012 (F, E)	06.2013 (F, S)	06.2011 (F) 01.2012 (S) 07.2013 (S)	10.2012 (F)	05.2013 (F, E) 06.2013 (S)
Ausbringung der Fluxkammern	Anzahl Ge- samt (Grup- pen)	9 (3)	8 (4)	6 (3)	6 (3)	6 (3)
	Orte	Coswig, Heinrichs- berg, Räbel, Bleckede	(siehe Abbildung 7 in Kapitel 2.1.2)			
	Dauer	2-3, 12-14h	10h	1h	3h	3h
Befund auf N₂O	Emission	negativ	negativ	negativ	negativ	negativ
	Gastaschen	negativ	n.d.	n.d.	n.d.	negativ
	Porenwasser	n.d.	negativ	Spuren	n.d.	negativ

Bei Sedimentinkubationsversuchen mit Nitratzugabe (nicht dargestellt) konnten kurzfristige N₂O-Bildungen nachgewiesen werden.

Diskussion

Punktuelle Beprobungen entlang der Mittleren Elbe, bei der die Fluxkammern über einen Zeitraum von wenigen Stunden wie auch einen halben Tag ausgebracht wurden, sowie das Fehlen von N₂O in Gastaschen zeigen, dass N₂O nicht in Übersättigungskonzentration im Sediment vorliegt, und Lachgasquellen in diesem Gewässer keine relevante Rolle spielen. Die Negativbefunde der Emissionsmessungen und Sedimentuntersuchungen an den übrigen Modellgewässern, wie auch an mehreren Seen des Oberhavelgebietes, an welchen 2011 vergleichsweise Messungen durchgeführt wurden (Globsowsee, Geronsee, Roofensee, Nehmitzsee, Grienericksee, Grosse Fuchskuhle und Dagowsee) zeigen, dass dies für Seen unterschiedlichen Charakters zumindest in NO-Deutschland zutrifft. Trotz sehr langer Ausbringzeiten der Fluxkammern (z.B. 7 d, Dagowsee) und Untersuchung von Gastaschen in Litoral und Profundal konnte kein N₂O detektiert werden. Die Messungen erfolgten in zeitlichen

Abständen von mehreren Monaten. Eine saisonale Variabilität der Lachgasemission an den Modellgewässern erscheint bisher somit unwahrscheinlich. Die Ergebnisse anderer Studien zu N₂O-Emissionen aus Gewässern (Baulch et al. 2011, Chen et al. 2011, Rosamond et al. 2012, Silvennoinen et al. 2008) lassen allerdings vermuten, dass sehr enge räumliche und zeitliche Variabilität eine erhebliche Rolle hinsichtlich des Auftretens hoher N₂O-Konzentrationen im Gewässer spielt. Diese Ergebnisse sind sehr wahrscheinlich an Maxima der Nitrat- oder auch Nitrit-Konzentration gekoppelt.

Fazit

Anhand der gewonnenen Erkenntnisse mittels Fluxmessungen und Sedimentbeprobungen der NITROLIMIT-Modellgewässer kann davon ausgegangen werden, dass die Emission von Lachgas aus den Gewässern nicht als Verlust zur N-Bilanz beträgt und aus dieser Sicht für den globalen Treibhauseffekt nicht von Bedeutung ist. Ergebnisse aus anderen Seen legen jedoch nahe, dass auf größerer räumlicher Skala N₂O in Gewässern gebildet wird. Hier sollten vor allem Gewässer mit höheren Nitratgehalten berücksichtigt werden.

Literatur

- Baulch, H. M., Schiff, S. L., Maranger, R. & Dillon, P. J. (2011): Nitrogen enrichment and the emission of nitrous oxide from streams. *Global Biogeochemical Cycles*, 25: 4013-4031.
- Böllmann, J., Martienssen, M. & Grüneberg, B. (2013): Vergleich der mikrobiellen Nitratreduktion in Sediment und Pelagial eines eutrophen Flussees und eines mesotrophen geschichteten Sees. Vortrag, DGL 2013, Potsdam.
- Chen, H., Wang, M., Wu, N., Wang, Y. F., Zhu, D., Gao, Y. H. & Peng, C. H. (2011): Nitrous oxide fluxes from the littoral zone of a lake on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Environmental Monitoring and Assessment*, 182: 545-553.
- Hlávácová, E., Rulík, M., Cáp, L. & Mach, V. (2006): Greenhouse gas (CO₂, CH₄, N₂O) emissions to the atmosphere from a small lowland stream in Czech Republic. *Archiv für Hydrobiologie*, 165: 339-353.
- Huttunen, J. T., Juutinen, S., Alm, J., Larmola, T., Hammar, T., Silvolu, J. & Martikainen, P. J. (2003): Nitrous oxide flux to the atmosphere from the littoral zone of a boreal lake. *Journal of Geophysical Research*, 108: 4421-4430.
- Mengis, M., Gächter, R. & Wehrli, B. (1997): Sources and sinks of nitrous oxide (N₂O) in deep lakes. *Biogeochemistry*, 38: 281-301.
- Rosamond, M. S., Thuss, S. J. & Schiff, S. L. (2012): Dependence of riverine nitrous oxide emissions on dissolved oxygen levels. *Nature Geoscience*, 5: 715-718.
- Silvennoinen, H., Liikanen, A., Rintala, J. & Martikainen, P. J. (2008): Greenhouse gas fluxes from the eutrophic Temmesjoki River and its Estuary in the Liminganlahti Bay (the Baltic Sea). *Biogeochemistry*, 90: 193-208.
- UBA (2011): Luftmessnetz des Umweltbundesamtes. Daten der Messstation Schauinsland.
(<http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/messenbeobachteneuberwachen/luftmessnetz-des-umweltbundesamtes>) letzter Zugriff: 04.04.2014

2.3. Bilanzierung der Stickstoffein- und -austräge sowie deren Umsetzungen

*Brigitte Nixdorf, Björn Grüneberg, Jacqueline Rücker (BTU-BS)
Thomas Petzoldt (TUD)*

Einleitung und Ziele

Aquatische Systeme sind eine wichtige Senke für anthropogen bedingte Stickstoffeinträge. Quantitative Daten hierzu existieren insbesondere für Ästuare und Flüsse, aber auch Seen (Seitzinger 1988, Billen et al. 1986). In welcher Weise der Stickstoffverlust von der Trophie und von hydraulischen Parametern wie der Aufenthaltszeit beeinflusst wird, ist von Jensen et al. (1992) für dänische eutrophe Flachseen und von Finlay et al. (2013) über einen weiten trophischen und morphometrischen Bereich von Seen untersucht worden. Nach Finlay et al. (2013) steigt entlang eines Trophiegradienten die absolute Rate der N-Retention mit der N-Belastung an und die Effizienz der N-Retention mit der Aufenthaltszeit. Die Autoren weisen auch auf die besondere Bedeutung der P-Verfügbarkeit für die N-Umsetzungen und -Retention hin. Eutrophe Flachseen mit geringer Aufenthaltszeit haben nach Jensen et al. (1992) ein hohes Potenzial für Denitrifikation, die jedoch nicht von der Nitratkonzentration im See gesteuert wird, sondern eher von der N-Zulauffracht und der TN-Konzentration im See und den Umsätzen am Sediment. Eine hohe Sedimentation organischen Materials führt zu einer hohen Rate der Ammonifikation am Sediment, in deren Folge eine enge Kopplung von Nitrifikation des Ammoniums und Denitrifikation des Nitrates eine hohe N-Retention bewirken kann.

In diesem Kapitel wird zunächst eine Input-output-Bilanz und der Nettoexport bzw. die Nettoretention für die polymiktischen Seen MUEG, UHAV und LAN im Jahresverlauf anhand der Dynamik der TN-Frachten gezeigt. Am Beispiel des Langen Sees wird danach eine detaillierte N-Bilanz erstellt. Der Lange See ist als Teil eines Fluss-Seen-Systems mit relativ geringer Wasseraufenthaltszeit ein typischer Vertreter der sehr flachen Seen. Die Aufklärung seiner trophischen Reaktionen ist von besonderem Interesse für das Gewässermanagement im Untersuchungsraum Berlin / Brandenburg, weil diese Seen mit einer hohen Primärproduktion und Dominanz von Cyanobakterien (s. Kap. 1.2.1) zu den Gewässern mit der schlechtesten Bewertung zählen (über 80 % mäßig bis schlecht für Typ 11 und 12, s. Kap. 1.1.1, Arle et al. 2010). Der Lange See zeigt bei etwa gleicher Flächenbelastung wie der Müggelsee und deutlich geringerer Flächenbelastung im Vergleich zur Unteren Havel die höchste Phytoplanktonbiomasse.

Folgende Fragen sollen am Beispiel des Langen Sees beantwortet werden:

Können die relativ geringen Einträge an DIN eine derart hohe Primärproduktion gewährleisten? Was ist die Ursache für die hohe trophische Effizienz dieses Sees?

Welche Prozesse des N-Metabolismus bestimmen maßgeblich die saisonale Dynamik der N-Konzentration? Wann sind die Gewässer Quellen bzw. Senken für Nährstoffe? Kann man diese Prozesse durch Managementmaßnahmen beeinflussen?

Als drittes wird ein methodischer Aspekt thematisiert, der sich bei Bilanzkalkulationen aus Widersprüchen bei der Summation der einzelnen N-Spezies und der TN-Konzentration ergeben hat. Es erfolgt eine Plausibilitätsprüfung der gemessenen und kalkulierten anorganischen und organischen N-Spezies im Vergleich zur gemessenen TN-Konzentration.

Material und Methoden

Zur Berechnung der N-Nettoänderungsraten im Langen See wurden die wesentlichen Ein- und Austragspfade von Stickstoff für die Jahre 2000 - 2012 identifiziert. Danach wurden die Frachten für die N-Spezies (TN, Nitrat- + Nitritstickstoff = $\text{NO}_g\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, DIN = $\text{NO}_g\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$, organischer Stickstoff: ON = TN - DIN) ermittelt. Für den Oberflächenzufluss wurden die Tagesfrachten aus den monatlich vorliegenden Konzentrationsdaten (Quelle LUGV Brandenburg) des Zulaufs linear interpoliert und mit den Tagesdurchflüssen (Quelle WSA Berlin) multipliziert. Daraus wurden anschließend Monatsfrachten berechnet. Der N-Austrag durch den Oberflächenabfluss wurde analog berechnet und die Konzentration des Sees (14-tägig bis monatlich) sowie der Seeabfluss hierfür zugrunde gelegt. Für die atmosphärische Deposition wurde der Wert des europäischen Modells MAPESI von $1300 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ genutzt (Buitjes et al. 2011) und für den Eintrag durch N_2 -Fixierung die Messwerte aus dem Kap. 2.1.1. Die Berechnung der Nettoänderungsraten erfolgte durch Addition bzw. Subtraktion der monatlichen Zu- und Ablauffrachten (s. Thürmann et al. 2014).

Die Primärproduktion des Phytoplanktons wurde aus der Relation Chl a-Konzentration und ^{14}C -Primärproduktion für die durchmischte Schicht eines Gewässers berechnet (Nixdorf et al. 2007). Der N-Gehalt des Phytoplanktons wurde nach einer C: Chla - Relation 30:1 kalkuliert. Der C/N - Gehalt im Seston der Proben ist relativ konstant (6:1) und wurde 2012 und 2013 von Sestonproben mit einem CHN-Analyzer Vario EL von Elementar im IGB Berlin gemessen (Hardt 2013).

Ergebnisse und Diskussion

Input-output-Bilanz für Stickstoff

Die Eintragspfade und Quellen für N und P sind in Tabelle 2 im Kap. 3.1 für alle Untersuchungsgewässer dargestellt. Es wird ersichtlich, dass die N-Einträge in die Unterhavel um ein Vielfaches höher sind, was auch durch den Vergleich der flächenspezifischen Einträge (Abbildung 3 in 1.2.1) deutlich wird. In welcher Weise die eingetragenen Nährstofffrachten für die Gewässergüte wirksam werden, hängt neben morphometrischen und hydraulischen Parametern von der Effizienz der Nährstoffausnutzung und dem Lichtdargebot für die Primärproduktion ab. In Abhängigkeit von der Flächenbelastung und der Aufenthaltszeit eines Gewässers kann ein Teil der eingetragenen Nährstoffe im System rückgehalten bzw. eliminiert werden. In der Abbildung 26 sind für die Untersuchungsgewässer die TN-Frachten dargestellt. Wegen der komplizierten Wasser- und Stoffbilanz (Grundwasserzustrom) des Scharmützelsees und der damit verbundenen Unsicherheiten in der Kalkulation der Stofffrachten ist dieser nicht in der Zusammenstellung enthalten. Die Besonderheiten im N-Umsatz dieses dimiktischen, mesotrophen Sees wie winterliche Nitrifikation von etwa 40 t Ammonium und frühlings Sommerliche Ausbildung eines hypolimnischen Nitratmaximums sind in Nixdorf et al. (2014a, b) und Recklebe (2013) ausführlich beschrieben.

In den drei polymiktischen Gewässern in Abbildung 26 erkennt man eine ausgeprägte Jahressdynamik der N-Flächenbelastung: Maximale TN-Einträge bis März, danach eine starke Abnahme mit einem Minimum im Hochsommer. Ab Oktober steigen die Einträge wieder an. Dieses Eintragsmuster wird auch von den Konzentrationen der einzelnen N-Spezies widergespiegelt und führt beim Langen See und Müggelsee zu einer deutlichen N-Limitation im Sommer (s. Kap. 1.2.1). Diese Dynamik ist auf erhöhte Einträge während der Frühjahrshochwässer und effizienten Stoffrückhalt bzw. -elimination in den vorgelagerten Gewässern der Seenketten und Flussabschnitte während der Vegetationsperiode zurückzuführen. Alle Seen zeigen eine Nettoretention von N, die in der Havel relativ gleichmäßig über das Jahr verteilt ist mit etwa $5 - 10 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und im Langen See und Müggelsee im ersten Quartal des Jahres mit ca. $2 - 5 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ besonders ausgeprägt ist. Geringe Nettoexporte von N

treten in den beiden Seen aufgrund hoher Biomasseproduktionen im Sommer und z.T. im Frühherbst auf.

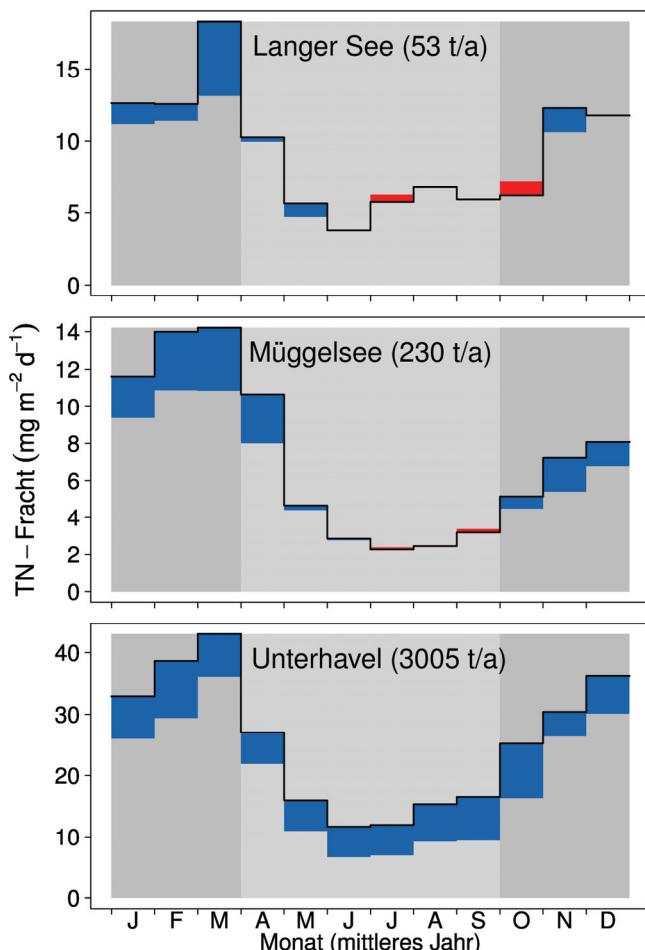


Abbildung 26 Saisonale Dynamik der TN-Frachten und Nettoexport (rot) bzw. Nettoretention (blau) für den Langer See, den Müggelsee und die Unterhavel als Mittelwert der Untersuchungsjahre 2000 - 2010 (Jahresfracht von TN für die einzelnen Gewässer in Klammern)

Gewässergüterelevante Stoffumsetzungen - Bilanzansatz für den Langen See

In der Abbildung 27 wird ein vereinfachtes Schema zum Ein- und Austrag und zu den relevanten Umsetzungen von Stickstoff für den Langen See dargestellt. Die Werte in den Kästen stellen jeweils flächenbezogene Tagesraten (oben: $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) bzw. Jahresfrachten (unten: t a^{-1}) dar.

Hier wurde der Fokus neben den Ein- und Austrägen auf die Assimilation durch das Phytoplankton und die Ammoniumfreisetzung aus dem Sediment gerichtet. Die Ergebnisse zu den Stoffumsetzungen in den Gewässern (Kap. 2.2.1) zeigen für die Prozesse Lachgasproduktion, Anammox und Nitratammonifikation eine geringe Relevanz beim Gesamtumsatz im Vergleich zur Denitrifikation und Nitritifikation. Wie für alle Modellgewässer konnte auch für den Langen See die Rolle des Sedimentes als Umsatzraum für Denitrifikanten bestätigt werden (Kap. 2.2.1), allerdings reicht die Datenlage für eine saisonale Quantifizierung dieses Eliminationsprozesses im Langen See nicht aus. Zu- und Abflussrelationen weisen den See als Stoffsenke mit geringer Retentionsleistung aus. Nur 13 % des eingetragenen TN werden im See im Durchschnitt eines Jahres eliminiert. Dieser Verlust ist zum großen Teil auf Denitrifikation im Sediment im Frühjahr zurückzuführen. In diesem Zeitraum ist die Nitratkonzentration aufgrund höherer Zuflüsse und intensiverer Nitritifikation als Substrat nicht limitierend für die Denitrifikanten (Kap. 2.2.1). Im Freiwasser ist die Denitrifikation während des ganzen

Jahres aufgrund der geringen Nitratkonzentrationen und der guten Sauerstoffversorgung vernachlässigbar.

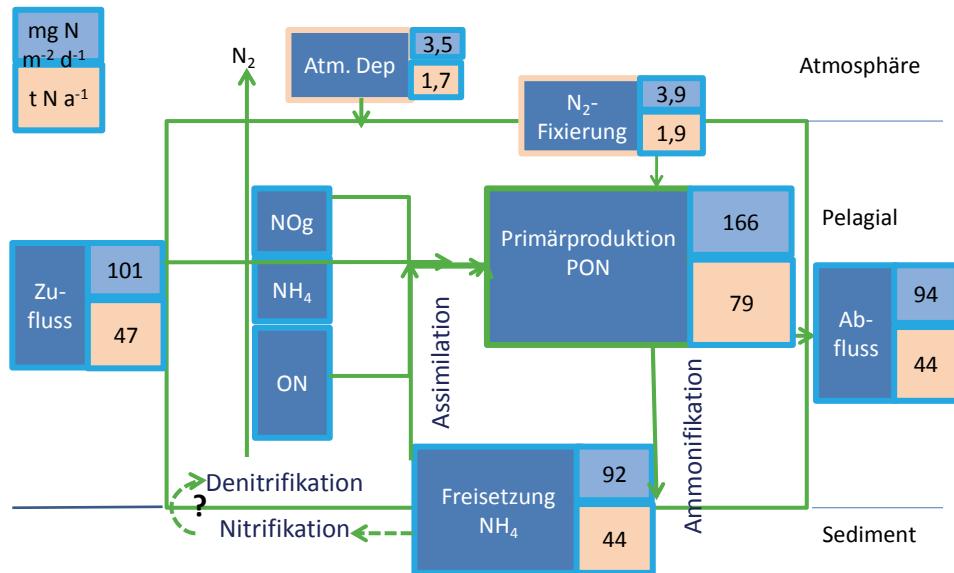


Abbildung 27 Ein- und Austrag und wichtigste Umsetzungen von Stickstoff (TN) für den Langen See als jeweils flächenbezogene Tagesraten (oben: $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) bzw. Jahresfrachten (unten: t a^{-1}) aus Mittelwerten der Messperiode 2000 - 2012.

Finlay et al. (2013) quantifizierten die N-Retention in Abhängigkeit vom Stickstoffeintrag entlang eines trophischen Gradienten als lineare Abhängigkeit, die knapp unter der 1:1 Linie verläuft. Des Weiteren ermittelten sie für die Effizienz der N-Elimination eine deutliche direkte Abhängigkeit von der Wasseraufenthaltszeit, die für eutrophe Systeme weniger Streuung zeigt als für oligotrophe. In diese Schemata lassen sich die N-Retention durch Denitrifikation bei einer Flächenbelastung von etwa 35 $\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ und einer Aufenthaltszeit von 0,1 a des Langen Sees gut einordnen. Seen mit Aufenthaltszeiten unter einem Jahr eliminieren nach Finlay et al. (2013) zwischen 0 und 50 % des eingetragenen N.

Da der organische Anteil während der Vegetationsperiode über 80 % des gesamten Stickstoffeintrages ausmacht, ist dieser Komponente als potenzielle Nährstoffquelle für die Primärproduzenten im Langen See besondere Aufmerksamkeit zu schenken. Die bedeutendsten Umsätze im Langen See ergeben sich aus der Kopplung von Primärproduktion, Ammonifikation und Ammoniumfreisetzung aus den Sedimenten. Dabei ist zu beachten, dass während der Vegetationsperiode (April - Oktober) die Zulauffrachten für Ammonium- und Nitratstickstoff besonders gering sind. Dieser Sachverhalt wird in Abbildung 28 anhand des Konzentrationsverlaufes und der Bilanz für die monatlichen Mittelwerte für den Langen See aus dem Untersuchungszeitraum 2000 - 2012 für die einzelnen N-Komponenten ersichtlich: die Einträge durch den Zufluss werden ganz erheblich durch die organischen Stickstoffverbindungen (ON) dominiert, die etwa zur Hälfte aus Phytoplankton bestehen.

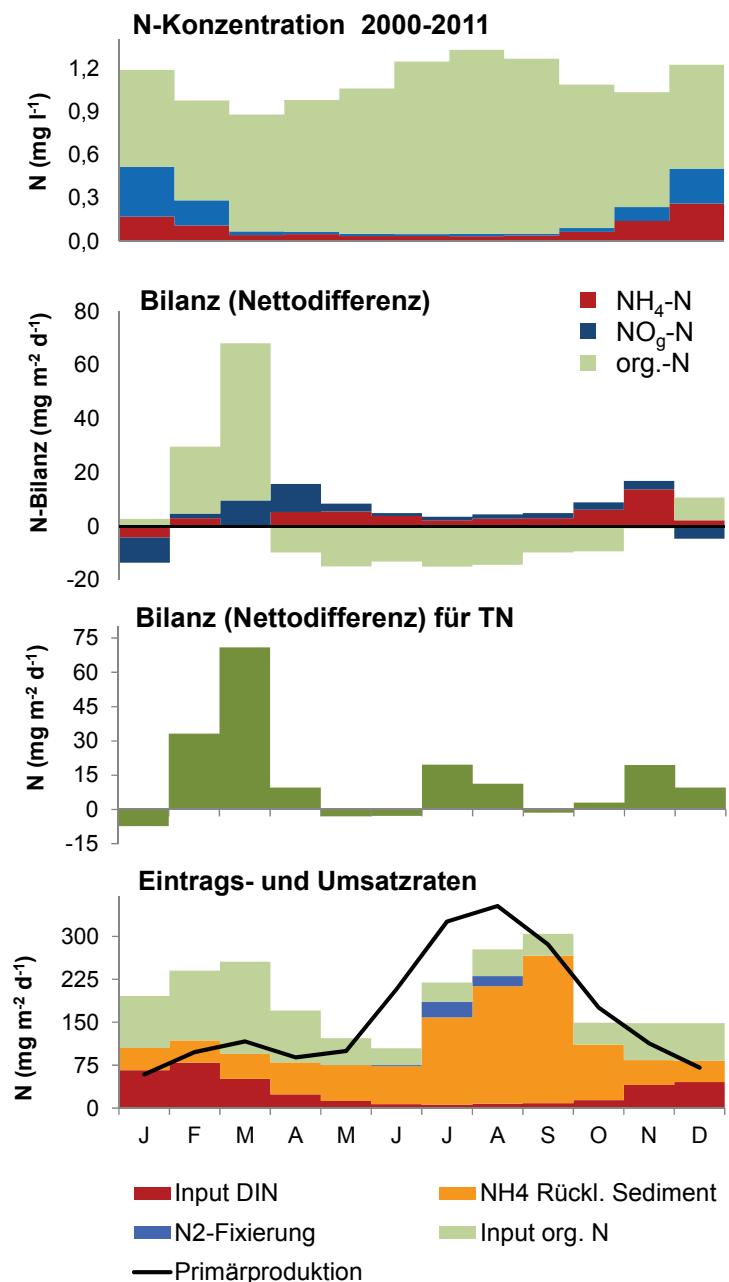


Abbildung 28 Konzentrationsverlauf (oben) und Bilanz (Mitte) sowie Eintrags- und Umsatzraten (unten) als monatliche Mittelwerte für den Langen See aus dem Untersuchungszeitraum 2000 - 2011 für die einzelnen N-Spezies $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_x\text{-N}$, ON und TN .

Aus den graphischen Zusammenstellungen (Abbildung 28 unten) wird ersichtlich, dass der hohe N-Bedarf der Primärproduktion ($59 - 353 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) nur in den Wintermonaten durch die DIN-Einträge (Zufluss und atmosphärische Deposition) gedeckt werden kann. Die Abnahme des DIN in den ersten 3 Monaten des Jahres ist nicht durch assimilatorische Aufnahme im Prozess der Primärproduktion zu erklären, weil dafür mehr DIN zur Verfügung stehen müsste (Hardt 2013). In der übrigen Zeit (von März bis November) spielt die Intensität kurzgeschlossener Kreisläufe eine Schlüsselrolle für die Aufrechterhaltung einer hohen Biomasseproduktion für das Phytoplankton. In die Eintragskalkulationen sind auch Messwerte zur atmosphärischen Deposition und zur N_2 -Fixierung eingeflossen. Während die atmosphärische Deposition als kontinuierliche Zufuhr über das gesamte Jahr mit Raten von $3,5 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in die Berechnung eingeht, ist die N_2 -Fixierung während der meisten Zeit vernachlässigbar

gering, erreicht aber in den Sommermonaten Juli und August maximale Tagesraten bis zu $39 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Es kann demnach ein weichenstellender zusätzlicher Eintrag zur Aufrechterhaltung der hohen Primärproduktion unter Dominanz von Nostocales sein. Für den Müggelsee wurden 2012 maximale Raten von $118 \mu\text{g N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ gemessen, die etwa $500 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ entsprechen. Dudel (1989) hat in den 1980er Jahren im Müggelsee noch weit höhere Fixierungen gemessen. Hier werden methodische Modifikationen in Nitrolimit II weiteren Aufschluss über die ökologische Relevanz dieses Prozesses geben.

Es ergibt sich ein enger Zusammenhang zwischen der gemessenen bzw. kalkulierten Freisetzungsraten von Ammonium aus dem Sediment und der Primärproduktion des Phytoplanktons (Abbildung 29). Die Enge dieses Zusammenhangs ist ein Indiz für die schnelle Ammonifikation der gebildeten organischen Substanz. Die Zeitverschiebung der Maxima in der Primärproduktion und der Ammoniumfreisetzung von etwa einem Monat unterstreicht die hohe Umsatzgeschwindigkeit bei der Ammonifikation des Primärproduktes. Hargreaves (1998) gibt eine Halbwertszeit von sedimentierter organischer Substanz im Sediment von 1 - 2 Wochen an. Damit wird die Aussage zur Charakterisierung der Sedimente als kurzzeitiger Zwischenspeicher für organische Substanz und partikelgebundene Nährstoffe im Kap. 2.1.3 unterstützt und die relativ hohe Rate der sommerlichen Ammoniumfreisetzung aus den Sedimenten erklärt. Auch für gering produktive Systeme ist eine hohe Dynamik im N-Haushalt durch intensive interne Umsetzungen belegt (Small et al. 2013). Die relativ geringe N-Retention des Sees von 13 % im langjährigen Mittel deutet auf eine geringe Relevanz der Kopplung von Nitrifikation / Denitrifikation an der Sedimentgrenzschicht zum Pelagial, wie sie z. B. in dänischen Seen nachgewiesen wurde (Jensen et al. 1992). Gegen diese hohen Umsatzaktivitäten sprechen auch die außerordentlich geringen Nitratkonzentrationen sowohl im Freiwasser als auch im Sediment.

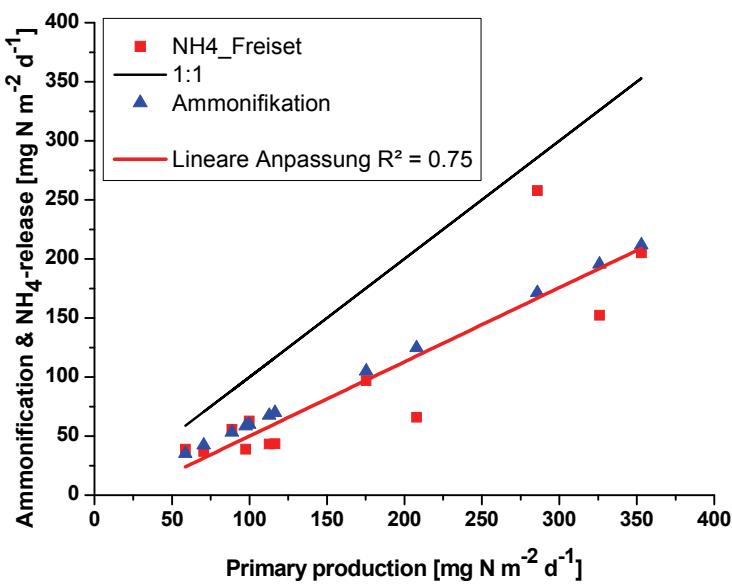


Abbildung 29 Ammonifikation (kalkuliert als 60 % der Primärproduktion) und gemessener NH₄-Freisetzung aus dem Sediment in Abhängigkeit von der Primärproduktion im Langen See. Lineare Anpassung für Ammoniumfreisetzung.

In welchem Maße der hohe Import organischer Substanz in den Langen See durch Ammonifikation bzw. durch Nutzung von DON als zusätzliche Nährstoffquelle fungiert, kann anhand der verwendeten Messansätze derzeit nicht beantwortet werden. Von Juni bis August ergibt sich ein Defizit in der Bi-

lanz zwischen N-Bedarf der Primärproduktion und den Einträgen durch Zufluss, atmosphärischer Deposition, Ammoniumfreisetzung und N₂-Fixierung. Es kann vermutet werden, dass in den Sommermonaten bei hohen Temperaturen eine weitere Intensivierung kurzgeschlossener Kreisläufe eintritt. In diesem Zusammenhang sei auch auf die Filtrationsaktivitäten durch Muscheln hingewiesen, die 38 % des Phytoplanktonverlustes im Jahresmittel verursachen können (Rücker et al. 2014). Im Langen See können Muscheln 2 - 20 mg N m⁻² d⁻¹ der Phytoplanktonbiomasse eliminieren (Mittelwert für die Vegetationsperioden 2011 – 2013), während der Verlust durch Zooplanktongrazing (s. Kap. 1.2.5) zwischen 45 und 95 mg N m⁻² d⁻¹ liegen kann und somit erheblich zur Intensivierung des Nährstoffrecyclings beitragen kann.

Aus der Steigung der Regressionsgeraden in Abbildung 29 kann abgeleitet werden, dass die Ammonifikation im Sediment ca. 60 % der Primärproduktion entspricht. Es wird deutlich, dass die Freisetzung von Ammonium aus dem Sediment ein wichtiger Prozess zur Aufrechterhaltung der hohen Primärproduktion ist. Daneben scheint die bislang nicht quantifizierbare Ammonifikation der eingetragenen organischen Substanz (Phytoplankton, Detritus und DON) für die Phytoplanktonbiomasse relevant.

Bilanzierungen von Stoffein- und -austrägen sind somit eine wichtige Grundlage zur Einschätzung von Gewässern und der Beantwortung der Frage, ob und wann sie als Stoffquellen bzw. Stoffsenken fungieren. Somit bilden diese Ergebnisse für Managementoptionen eine maßgebliche Basis. Stickstoff in Gewässern lässt sich aufgrund seiner chemisch bedingten Komplexität und der Eigenschaft, im Gegensatz zu Phosphor zur Atmosphäre offen zu sein, messtechnisch nur bedingt in seinen Umsätzen erfassen, weil

- a) relevante Prozesse sich in ihrer Wirkung überlagern können,
- b) gegenläufige Reaktionen entkoppelt in den verschiedenen Gewässerkompartimenten (Freiwasser, Sediment) ablaufen können,
- c) über die saisonale Intensität der einzelnen Prozesse bislang wenig bekannt ist und
- d) insbesondere bei geringen N-Konzentrationen im Gewässer relativ große Fehlerquellen bei der messtechnischen Erfassung der einzelnen N-Spezies auftreten können. Zu diesem Aspekt wird im folgenden Abschnitt Stellung genommen.

Plausibilitätsprüfung der Analysenergebnisse

In der Tabelle 14 sind die Summen der einzelnen Stickstoffspezies im Vergleich zur gemessenen TN - Konzentration dargestellt. Die Berechnungen basieren auf Daten, die bis April 2012 im IGB bzw. in der NITROLIMIT-Datenbank vorlagen. In allen Fällen ist diese Summe größer als die gemessene TN Konzentration. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Komponenten Detritus-, Zooplankton- und Bakterien-N in der Aufstellung sogar noch fehlen. Diese Größen können in etwa so hoch sein wie der im Phytoplankton gebundene Stickstoff und würden die dargestellte Diskrepanz noch erhöhen. In der Tabelle 1 sind die Mittelwerte der gemessenen bzw. aus den Einzelspezies kalkulierten TN-Konzentrationen für die einzelnen Gewässer zusammengestellt., Die im Mittel 40 %ige Überschätzung des kalkulierten im Vergleich zum gemessenen TN ist für den Scharmützelsee ist dabei besonders gravierend.

Die Ergebnisse zeigen, dass zur N-Analytik großer Diskussions- und Klärungsbedarf existiert. Sie haben Konsequenzen für die Kalkulation von N-Umsätzen, die aus Differenzen berechnet werden und für die Festlegung von Zielwerten, die auf Daten basieren, die möglicherweise unterbestimmt wurden. Hierzu wird es in NITROLIMIT II ein gesondertes Untersuchungsprogramm zur Stickstoffanalytik mit Focus auf die Erfassung der gelösten organischen und der TN-Verbindungen geben.

Tabelle 14 Messwerte von DON und prozentualer Anteil am gemessenen TN (TN_{meas}), kalkulierte N-Konzentration (N_{calc}) aus der DIN, DON und Chlorophyll-N, gemessene TN-Konzentration und Chl-N als N-Gehalt des Phytoplanktons berechnet aus der Chla-Konzentration und einem C:Chl a-Verhältnis von 30 für die Untersuchungsgewässer 2011 und 2012.

	DON $\mu\text{g L}^{-1}$	DON (% TN) % TN	N_{calc} $\mu\text{g L}^{-1}$	N_{calc} % TN_{meas}	TN_{meas} $\mu\text{g L}^{-1}$	Chl-N $\mu\text{g L}^{-1}$
LAN	654,9	71,6	1125,2	121,8	951,8	284,4
SCH	620,8	109,5	802,2	139,4	604,0	62,0
MUEG	901,8	79,5	1416,9	116,2	1118,1	150,5
UHV	632,7	39,2	1689,3	102,3	1660,3	85,8

Zusammenfassung

- Der Lange See erhält seine dominanten Einträge über den Zufluss aus dem Einzugsgebiet, wobei die anorganischen Nährstofffrachten unter 20 % der gesamten N-Einträge liegen. Der externe Import wirkt sich wegen der kurzen Verweilzeit unmittelbar auf die seeinterne N-Konzentration aus. Er ist eine Nährstoffsenke mit relativ geringer Retentionsleistung. Denitrifikation findet im Frühjahr am Sediment statt und verursacht ein Minimum der TN-Konzentration im Frühsommer.
- Die sehr hohe Primärproduktion wird durch kurzgeschlossene Kreisläufe von Ammonifikation des Primärproduktes, durch die eingetragene organische Substanz und durch die Ammoniumfreisetzung am Sedimente gesteuert. Damit kompensiert die schnelle Mineralisierung abgestorbener Biomasse den geringen externen Eintrag der anorganischen N-Fraktionen. Die NH_4^+ -Rücklösung als Hauptquelle der Nährstofflieferung würde nur bei Verminderung des TN-Eintrages sinken. Daher ist die Minderung der organischen N-Fracht für den Langen See als Managementmaßnahme erfolgreicher einzuschätzen als alleinige Nitratreduktion.
- Die Rolle der N_2 -Fixierung kann auf der Basis der bisherigen Messergebnisse nicht eindeutig quantifiziert werden. Hier sollen weiterführende Messungen in NITROLIMIT II eine fundierte Basis zur Kompensationswirkung dieses biologischen N-Eintrages liefern.
- Für Flachseen mit einer organisch dominierten Nährstofffracht und -umsetzung sollten neben der Senkung der TN- und TP-Einträge biologische Regulationsmechanismen der Trophiesteuerung als Managementmaßnahmen in Betracht gezogen werden (Makrophytenkonkurrenz um Nährstoffe, Grazing durch Zooplankton und Muscheln in funktionierenden Nahrungsnetzbeziehungen).
- Die N-Analytik erfordert eine methodische Prüfung und gegebenenfalls Modifikation, um Diskrepanzen zwischen den Messwerten zu prüfen (TN, DON).

Literatur

- Arle, J., Blondzik, K., Claussen, U., Duffek, A., Heidemeyer, J. et al. (2010): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 Gewässergüte. Umweltbundesamt (UBA): 1-118.
- Billen, G., Lancelot, C., de Becker Somville, E. & Servais, P. (1986): The terrestrial- marine interface: Modelling nitrogen transformations during its transfer through the Scheldt River system and its estuarine zone. In: J.C.H. Nihul (ed.): Marine Interfaces Hydrodynamics. Elsevier Oceanography Series, 42: 429-452.

- Builtjes, P., Hendriks, E., Koenen, M., Schaap, M. et al. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Hg. v. Umweltbundesamt. (38/2011).
- Dudel, G. & Kohl, J. G. (1992): The Nitrogen Budget of a Shallow Lake (Großer Müggelsee, Berlin). Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 77, 1:43-72.
- Finlay, J. C., Small, G. E. & Sterner, R. W. (2013): Human influence on nitrogen removal in lakes. Science, 342: 247-250.
- Hardt, E. (2013): Denitrifikation und Nitratassimilation durch Phytoplankton in Seen der Scharmützelseeregion, Bachelor Thesis 2013, Technische Hochschule Wildau (FH) und BTU C.
- Hargreaves, J. H. (1998): Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. Aquaculture, 166: 181-212.
- Jensen, J.P., Jeppesen, E., Kristensen, P., Christensen, P. B. & Sondergaard, M. (1992): Nitrogen loss and denitrification as studied in relation to reductions in nitrogen loading in a shallow, hypertrophic lake (Lake Søbygaard, Denmark). Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie ,77, 1: 29-42.
- Nixdorf, B., Rücker, J. & Endrulat, T.(2007): Interne Heterotrophie von Seen: Die Relation von Community Respiration und Primärproduktion. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder: 693-697.
- Nixdorf, B., Recklebe, J. & Lippert, G.(2014 a): Nitrifikation im dimiktischen Scharmützelsee - Teil 1: Maximale Umsetzungen im Winter als Ökosystemdienstleistung. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL.
- Nixdorf, B., Niebisch, M., Recklebe, J. & Lippert, G. (2014 b): Nitrifikation im dimiktischen Scharmützelsee - Teil 2: Deep Nitrate Maximum als Ergebnis der sommerlichen hypolimnischen Ammoniumoxidation. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL.
- Recklebe, J. (2013): Nitrifikation im Scharmützelsee im Herbst und Winter, Masterarbeit 2013.
- Seitzinger, S. P. (1988): Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. Limnology and Oceanography 33, 4: 702-724.
- Small, G. E., Bullerjahn, G. S., Sterner, R. W. et al. (2013): Rates and control of nitrification in a large oligotrophic lake. Limnology and Oceanography 58, 1: 276-286.
- Thürmann, J., Grüneberg, B. & Nixdorf, B., (2014): Umsätze und saisonale Dynamik relevanter Stickstoffkomponenten in einem eutrophen Flachsee (Langer See, Scharmützelseegebiet) - ein Bilanzansatz. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL.

MODUL 3 MODELLIERUNG

3.1 Stoffeintragsmodellierung über MONERIS

Marisa Matranga, Markus Venohr (IGB)

Einleitung und Ziele

Innerhalb dieses Teilprojektes wurde der Status quo der monatlichen Stickstoff- und Phosphoreinträge und -frachten in den Fließgewässern und angebundenen Seen in im Einzugsgebiet der Unteren Havel für den Zeitraum 2000 - 2010 mittels des Stoffeintragsmodells MONERIS erfasst, analysiert und bewertet. Darüber hinaus wurden im Modul 4.2 Wirkungen verschiedener Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffeinträge diskutiert. Zur Umsetzung der Projektaufgaben wurden innerhalb des Nitrolimit-Projektes methodische Ansätze in MONERIS eingeführt, weiterentwickelt und angepasst. Dazu zählen:

- Integration von hydrologischen Einzugsgebietsgrenzen mit hoher räumlicher Auflösung für Berlin und Brandenburg
- Integration von Fließgewässertypen und von an die Fließgewässer angebundenen Seen (u.a. Modellgewässern) gemäß der LAWA-Typisierung für Brandenburg und Berlin
- Weiterentwicklung der hydrologischen Abflussabbildung im Gewässernetz unter Berücksichtigung der monatlichen Wasserbilanz
- Anpassung der Ansätze für Mischkanalisationenüberläufe für Berlin

Materialien und Methoden

Nährstoffeintragsmodell MONERIS

Das Modell MONERIS (**M**ODElling **N**utrient **E**misions in **R**iver **S**ystems) ist ein semi-empirisch, konzeptionelles Modell zur Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus Punktquellen und diffusen Quellen in Oberflächengewässer (Behrendt et al. 1999). Dafür integriert es punktförmige (z.B. Kläranlagendaten), flächenhafte (z.B. Bodendaten) und administrative Informationen (z.B. statistische Daten). Die Anwendung von MONERIS erlaubt die differenzierte Erhebung der Nährstoffeinträge in ein Flussystem auf Analysegebietsebene. Szenarien bieten die Möglichkeit, die Wirksamkeit von Maßnahmen zum Erreichen geeigneter Wasserqualitätsstandards (Reduktionsziele, z.B. Zielkonzentrationen) zu berechnen. Im Modell sind dazu geeignete Maßnahmen vordefiniert, die der Anwender einzeln und kombiniert, analysegebietsbezogen oder auch gebietsübergreifend einsetzen kann. Der daraus resultierende Effekt auf die Frachten kann so kalkuliert werden. Die maßgebenden Eintragspfade und -prozesse für die Modellberechnung mit MONERIS sind in im Überblick dargestellt. MONERIS berücksichtigt sieben Pfade für Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer:

- Punktquellen (Nährstoffeinträge kommunaler Kläranlagen und industrieller Direkeinleiter)
- Direkeinträge durch atmosphärische Deposition
- Nährstoffeinträge durch Grundwasser
- Nährstoffeinträge durch Dränagen
- Nährstoffeinträge von versiegelten urbanen Flächen
- Nährstoffeinträge durch Erosion
- Einträge gelöster Nährstoffe durch Oberflächenabfluss

Eingangsdaten

Die Aktualisierung der Datengrundlagen für MONERIS umfasst temporäre Daten, statische Daten und Länderdaten, die in **Tabelle A-1** in einem **Appendix** zu diesem Kapitel zu entnehmen sind. Der Appendix kann bei Bedarf unter <http://www.moneris.igb-berlin.de/index.php/Nitrolimit.html> heruntergeladen werden. Diese Daten wurden mittels GIS einzugsgebietsspezifisch aufbereitet und in die MONERIS Eingangsdatenbank eingepflegt. Ein wesentliches Ergebnis der Datenaufbereitung ist die Entwicklung einer harmonisierten Stickstoff (N)- und Phosphor (P)- Fracht, N- und P- Konzentration und Abflussdatenbank auf monatlicher Ebene für das Einzugsgebiet der Elbe für den Zeitraum von 2000 bis 2010.

Einzugsgebietsgrenzen

Grundlage der Modellberechnungen ist eine Gebietsuntergliederung für das Flusssystem der Elbe in 1537 Analysegebiete, die zu größeren Flusseinzugsgebieten, Koordinierungsräumen und administrativen Einheiten aggregiert werden können. Um den Anforderungen des Projektes Nitrolimit gerecht zu werden, das eine kleinmaßstäbige Modellierung auf Modellgewässerebene vorsieht, sind Einzugsgebietsgrenzen mit einer höheren räumlichen Auflösung für Berlin und Brandenburg integriert worden. Zusätzlich erfolgte die Klassifizierung der Hauptläufe eines Flusses und der im Hauptlauf angebundenen Seen entsprechend der LAWA-Typisierung (Pottgiesser et al. 2004). Jeder dieser LAWA-Typen im Hauptlauf des Flusses wird dabei als eigenständiges Teileinzugsgebiet dargestellt. Ziel der Aktualisierung der Einzugsgebietsgrenzen ist in erster Linie die Verbesserung der hydrologischen Abflussabbildung und damit verbundenen Nährstoffeintragsmodellierung in den Modellgewässern. Darüber hinaus sollen in Zukunft durch die Integration verschiedener Fließgewässer- und Seen-Typen, die Retentionsansätze in MONERIS weiterentwickelt werden. Der Bezug auf die LAWA Kategorien bietet ebenfalls zusätzliche Informationen zu den gewässertypspezifischen N- und P- Grenzwerten und den biologischen Komponenten (Phytoplankton, Makrophyten, Benthos, Fische), und somit erweiterte Möglichkeiten bei der Bewertung der Modellgewässer und für die Ableitung von Maßnahmen bzw. Zielwerten.

Kalibrierung der monatlichen Gebietsabflüsse

Das Modell MONERIS berechnet Nährstoffeinträge und -frachten auf der Ebene von hydrologischen oberirdischen Einzugsgebieten. Die Modellierung der monatlichen und jährlichen Gebietsabflüsse und der gebietsspezifischen Frachten und Einträge bedarf daher der Kalibrierung der hydrologischen Abflüsse im Gewässernetz. Dies erfolgt dadurch, dass die gemessenen Abflüsse flächengewichtet in den Einzugsgebieten entsprechend der Abflusstopologie verteilt werden. Neben diesen natürlichen Komponenten, die die klimatische Wasserbilanz abbilden, werden in MONERIS ebenfalls Komponenten des gemanagten Wasserhaushalts berücksichtigt. So werden Wasserüberleitungen (z.B. Kanäle) Wasserentnahmen oder -einleitungen, z.B. für die Trinkwasserversorgung oder Abwasserentsorgung bei der Kalibrierung berücksichtigt. Die so ermittelten Gebietsabflüsse werden in MONERIS in die jeweiligen eintragspfadspezifischen Abflüsse (Oberflächenabfluss, Dränagen, Grundwasser, Einleitungen aus Punktquellen, Abfluss über versiegelte urbane Gebiete) nach Carl et al. (2008a, b) separiert (siehe Abbildung 1).

Anpassung und Validierung des bestehenden Modellansatzes für die Nährstoffeinträge von versiegelten urbanen Flächen

Die in MONERIS berechneten Einträge von versiegelten urbanen Flächen über die Misch- und Trennkanalisation für Berlin wurden anhand der gemessenen Mischkanalisationsüberläufe (BWB) und der modellierten Regenwasserabflüsse (ABIMO) validiert. Aufgrund der hohen Abweichung zu den mittels MONERIS modellierten N- und P- Einträgen über die Mischkanalisationsüberläufe (Faktor 10), wurden für Berlin die Modellansätze in MONERIS entsprechend der gemessenen Daten angepasst.

Hingegen ergab der Vergleich des Regenwasserabfluss zwischen MONERIS und ABIMO Berechnungen trotz unterschiedlicher Modellierungszeiträume eine gute Übereinstimmung (90 %).

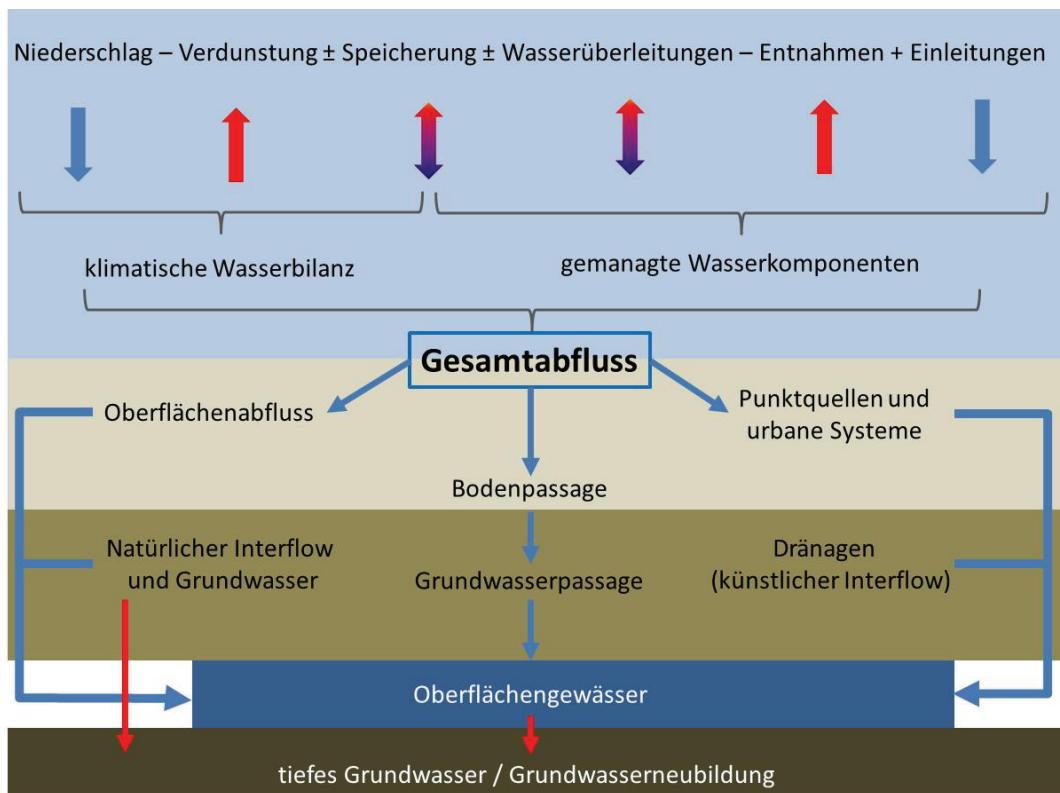


Abbildung 1 Schematische Darstellung der für MONERIS verwendeten Wasserhaushaltskomponenten und deren Aufteilung in die unterschiedlichen Abflusskomponenten

MONERIS Software

Der Auftrag zur Neuprogrammierung von MONERIS wurde von DHI-WASY umgesetzt. Die größten Neuerungen der aktuellen Version MONERIS 3.1 sind:

- benutzerfreundlichere Oberfläche
- Modularisierung der Modellansätze (Wasserhaushalt, Stoffe)
- Option zur Weiterentwicklung einiger methodischer Ansätze (Ergebnisvergleich direkt möglich)
- Erweiterung des Maßnahmentools
- Definition von N- und P-Zielwertkonzentrationen
- bessere graphische Darstellungsmöglichkeit der Ergebnisse
- integrierte Hilfefunktion

Die in Auftrag gegebene Datenaufbereitungssoftware zur teilautomatisierten Erstellung von Eingangsdaten für MONERIS sind ebenfalls von DHI-WASY umgesetzt worden. Alle Produkte können von der MONERIS Webseite (<http://www.monteris.igb-berlin.de/index.php/software.html>) heruntergeladen werden.

Ergebnisse und Diskussion

Modellvalidierung

Der Vergleich der gemessenen und berechneten N- und P- Frachten und Abflüssen stellt das zentrale Gütemaß zur Validierung der Modellergebnisse dar. Der Vergleich zwischen gemessenen und modellierten monatlichen N Frachten ist in Abbildung 2 beispielhaft für die Untere Havel bzw. in den **Abbildungen A-1 bis A-3** im Appendix für die übrigen Modellgewässer dargestellt. Insgesamt ergeben sich für Stickstoff geringe Abweichungen und nur wenige Ausreißer. Für die Untere Havel am Pegel Untere Havel, Krughorn - Biber Moorlake konnte eine mittlere Abweichung von 20 % zwischen den modellierten und den gemessenen Frachten erreicht werden. Für die Modellgewässer Scharmützelsee, Langer See und Müggelsee erfolgte der Frachtvergleich entweder vor oder hinter den Modellgewässern, da weder am Einlass noch am Auslass der Modellgewässer eine Bilanzierungsmessstelle zur Verfügung steht. Während die Frachten für Stickstoff insgesamt gut wiedergegeben werden, kommt es in den Sommermonaten (07-10) zu einer systematischen Unterschätzung der Phosphorfrachten in den Flusseen der Dahme, Havel und Spree. Dies kann auf eine unvollständige Abbildung der gewässerinternen Prozesse zurückzuführen sein und betrifft vor allem die P Rücklösung und Remobilisierung aus den Sedimenten. Umfangreiche Studien von Kleeberg und Hupfer (2013) haben bestätigt, dass für einige durchflossene Seen des Haveleinzugsgebietes von einer erheblichen Zufuhr von Phosphor aus dem Sediment auszugehen ist. Die derzeit in MONERIS verwendeten Ansätze zur Berechnung der Phosphorretention wurden für mittlere jährliche Bedingungen entwickelt und beschreiben die mittlere Netto-Retention in den Gewässern. Dabei werden saisonale Umkehrprozesse wie die Remobilisierung und Rücklösung nicht mit abgebildet. Der Frachtvergleich für Phosphor ist deshalb auf Jahresbasis durchgeführt worden.

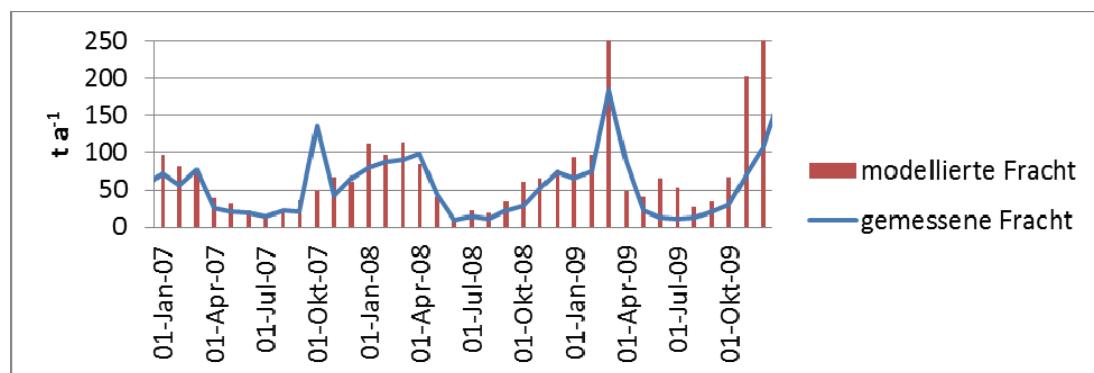


Abbildung 2 N-Frachtvergleich am Pegel Untere Havel, Krughorn - Biber Moorlake

Nährstoffeinträge über Eintragspfade

Die Stickstoffgesamteinträge für das gesamte Einzugsgebiet der Elbe auf der Höhe Zollenspieker betragen im Mittel (2007 - 2009) insgesamt rund 196000 t/a, während die Phosphorgesamteinträge im Mittel (2007 - 2009) bei rund 10000 t/a liegen (siehe Tabelle1). Während die punktuellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen, aus der Kanalisation und von industriellen Einleitern direkt in die Flüsse gelangen, ergeben sich die diffusen Einträge von Nährstoffen in die Oberflächengewässer aus der Summe verschiedener Eintragspfade (atmosphärische Deposition, Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, Dränagen). In den Modellgewässern dominieren für Stickstoff die diffusen Einträge (Scharmützelsee = 96 %, Langer See = 89 %, Müggelsee = 86 % und Untere Havel = 74 %) gegenüber den Punkteinträgen (Tabelle 2). Im Gegensatz dazu werden die Phosphorgesamteinträge (Tabelle 3) hauptsächlich von den urbanen Quellen bestimmt. Während die punktuellen P- Einträge im Müggelsee (59 %) und in der Unteren Havel (51 %) aufgrund der Prägung durch den Berliner Einfluss domi-

nieren, erreichen sie im Scharmützelsee 30 % bzw. im Langen See 39 % der Gesamteinträge. Der Einfluss von Siedlungen (Kläranlagen, Kanalsysteme sowie nicht-angeschlossene Einwohner und Flächen) auf die Phosphoreinträge mit insgesamt 61 % an der Gesamtfracht lässt sich auch am Auslass der Elbe bei Zollenspieker wiedererkennen. Bei Stickstoff liegen Einträge aus dem Siedlungswasserbereich (Summe urbane Systeme und Kläranalagen) bei 21 % der Gesamteinträge. Für alle betrachteten Modellgewässer ist deutlich zu erkennen, dass das Grundwasser innerhalb der diffusen Stickstoffgesamteinträge überwiegt, während für die punktuellen Phosphorgesamteinträge die urbanen Systeme dominieren.

Tabelle 1 Eintragspfade für Gesamtstickstoff und -phosphor ($t\ a^{-1}$) im Einzugsgebiet der Elbe in Höhe Zollenspieker, mittlere hydrologische Bedingungen für die Jahre 2007 - 2009.

Eintragspfade	TN	TP
Atmosphärische Deposition	6693	197
Abschwemmung	70157	733
Dränagen	26373	201
Erosion	2319	2065
Grundwasser	48464	634
Kläranlagen	28469	3675
Urbane Systeme	13323	2403
TN Gesamteinträge	195798	9907

Tabelle 2 Eintragspfade für Gesamtstickstoff ($t\ a^{-1}$) in den Modellgewässern, mittlere hydrologische Bedingungen für die Jahre 2007 - 2009.

Eintragspfade	Scharmützelsee	Langer See	Müggelsee	Untere Havel
Atmosphärische Deposition	16,3	52,2	181,4	582,0
Abschwemmung	2,6	6,2	210,4	435,9
Dränagen	0	0,2	648,1	933,8
Erosion	0,2	0,3	25,5	31,3
Grundwasser	12,8	37,2	1296,5	2489,3
Kläranlagen	0	9,3	380,5	1477,7
Urbane Systeme	1,8	5,3	187,5	524,8
TN Gesamteinträge	33,7	110,5	2930,0	6474,8

Tabelle 3 Eintragspfade für Gesamtphosphor in den Modellgewässern, mittlere hydrologische Bedingungen für die Jahre 2007 - 2009.

Eintragspfade	Scharmützelsee	Langer See	Müggelsee	Untere Havel
Atmosphärische Deposition	0,5	1,7	5,6	18,5
Abschwemmung	0,0	0,1	2,0	4,2
Dränagen	0	0,0	9,2	13,7
Erosion	0,2	0,3	28,0	33,3
Grundwasser	0,4	1,3	43,4	79,9
Kläranlagen	0	1,5	80,8	125,9
Urbane Systeme	0,6	1,9	44,4	127,9
TP Gesamteinträge	1,7	6,7	213,4	403,4

Eintragsquellen

Um zu prüfen, inwieweit die Landwirtschaft zu einer Reduzierung der Stickstoffeinträge und Frachten beitragen kann, wurde eine erweiterte Analyse der Phosphor- und Stickstoffeintragsquellen vorgenommen. Dabei wurden für alle diffusen Eintragspfade die Anteile der Einträge entsprechend ihrer Herkunft (mineralischer Dünger und Wirtschaftsdünger, atmosphärische Deposition von reduziertem (NH_y) und oxidiertem Stickstoff (NO_x) auf landwirtschaftliche Flächen und andere Flächen und Hintergrund) differenziert (Abbildung 3 und 4). Nach Differenzierung der Stickstoffeinträge in die Gewässer nach Quellen sind rund 30 % der Einträge im Einzugsgebiet der Elbe bei Zollenspieker, Unteren Havel und Müggelsee direkt durch Mineral- und Wirtschaftsdünger auf den landwirtschaftlichen Flächen entstanden und ca. 20 % indirekt durch NH_y -Deposition auf die landwirtschaftliche und nicht-landwirtschaftliche Flächen. Im Gegensatz dazu sind die Haupteintragsquellen für den Langen See und den Scharmützelsee zu etwa gleichen Anteilen mit jeweils etwa 30 % der NO_x bzw. NH_y Deposition auf nicht landwirtschaftlichen Flächen zuzuordnen. Dies lässt sich dadurch erklären, dass nur rund 30 % des Einzugsgebiets des Langen Sees und Scharmützelsees landwirtschaftlich genutzt wird, während im Einzugsgebiet des Müggelsees und der Unteren Havel der landwirtschaftlich genutzte Anteil bei etwa 50 % liegt (Abbildung 5). Stickstoffbilanzüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen haben daher eine geringere Bedeutung im Einzugsgebiet des Scharmützelsees und des Langen Sees. Als Haupteintragsquelle für Phosphor an der Elbe bei Zollenspieker, an der Unteren Havel und am Müggelsee tragen mit ca. 20 - 30 % die Mineral- und Wirtschaftsdünger auf landwirtschaftlichen Flächen bei, während ca. 60 % den urbanen Quellen (Punktquellen, urbane Flächen, Trennkanalisation und Mischkanalisationsüberläufe) zugeschrieben werden können. Für den Langen See und Scharmützelsee können mit etwa 50 % bzw. 30 % die urbanen Quellen und mit ca. 30 % die atmosphärische Deposition (aus Verbrennungsvorgängen oder Pollenstäuben) als Hauptverursacher identifiziert werden. Unter Annahme natürlich geogener Hintergrundeinträge würden die Stickstoffeinträge lediglich zwischen 15 % (Langer See) und 7 % (Zollenspieker) bzw. die Phosphoreinträge zwischen 7 % (Zollenspieker) und 15 % (Scharmützelsee) der aktuellen Einträge liegen.

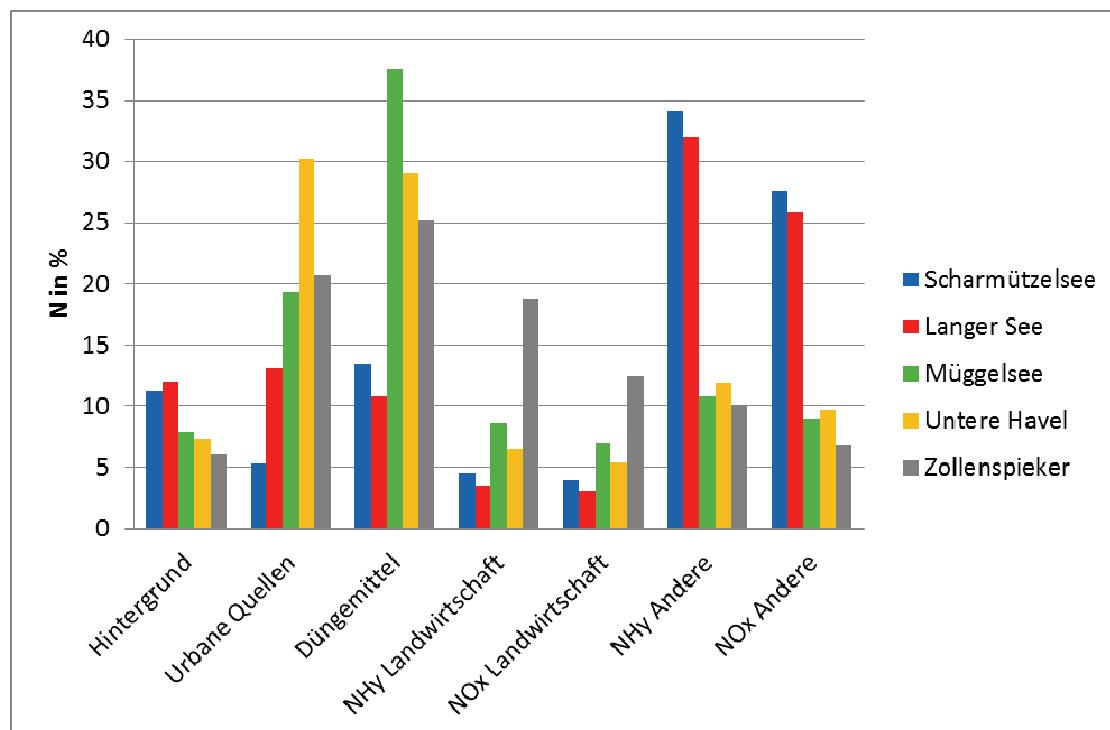


Abbildung 3 Eintragsquellen für Gesamtstickstoff für das Jahr 2009.

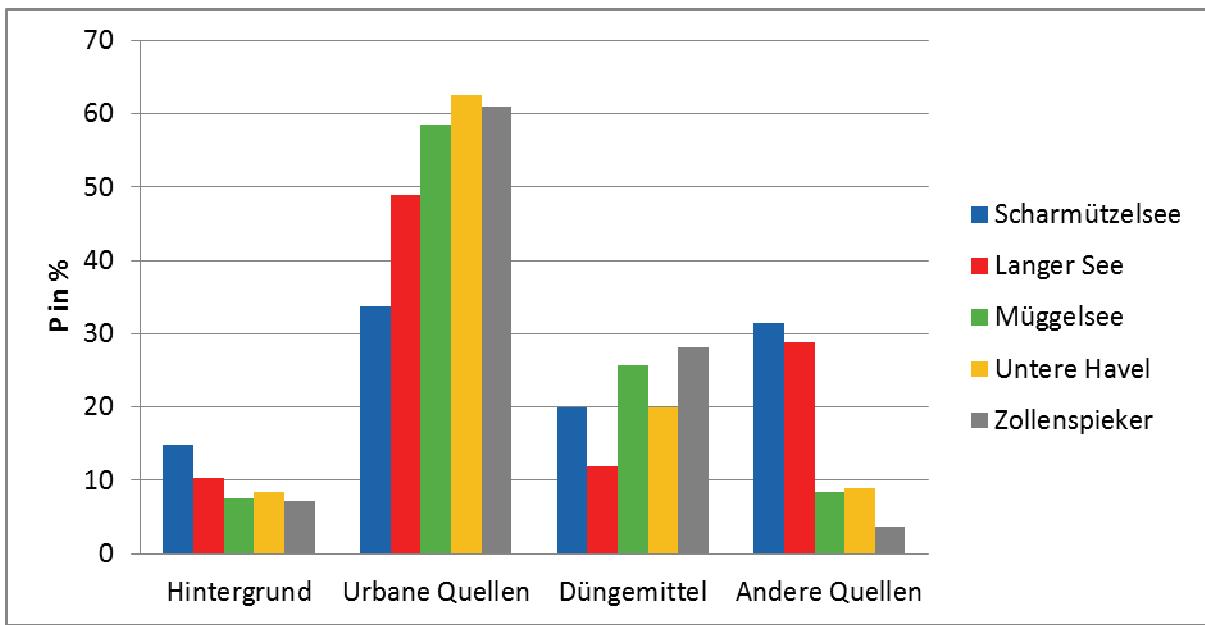


Abbildung 4 Eintragsquellen für Gesamtphosphor für das Jahr 2009.

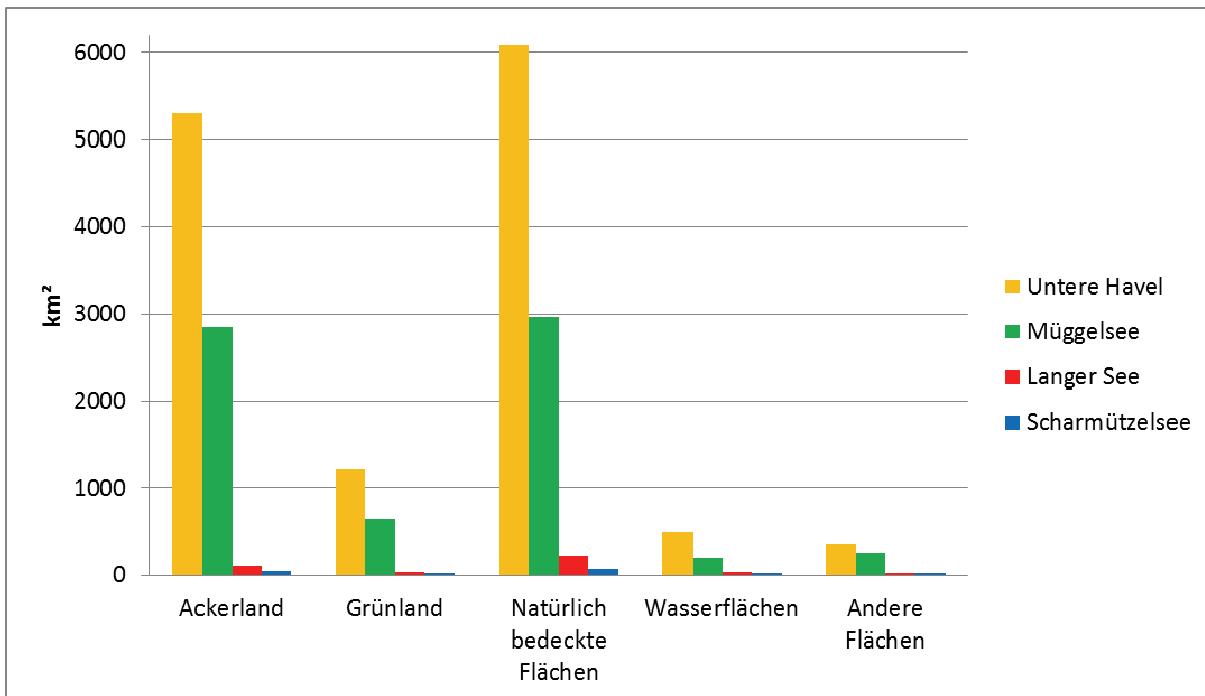


Abbildung 5 Landnutzung im Einzugsgebiet der Modellgewässer.

Räumliche Verteilung der Nährstoffeinträge

Im Einzugsgebiet der Unteren Havel und des Müggelsees werden rund 50 % der N und P Einträge im Bundesland Brandenburg verursacht und konzentrieren sich auf die Teileinzugsgebiete der Spree und Havel. Im Einzugsgebiet des Langen Sees und des Scharmützelsees stammen alle Einträge aus dem Teileinzugsgebiet der Dahme. Die pfadbezogene räumliche Verteilung der N und P Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet der Unteren Havel ist in den Karten A-1 bis A-16 im Appendix dargestellt. Die höchsten N Einträge aus den kommunalen Kläranlagen ($> 100 \text{ t a}^{-1}$) stammen aus den Berliner Kläranlagen

Ruhleben, Schönerlinde und Münchehofe und liegen bei 90 % der Kläranlagengesamteinträge, während sie für die Phosphoreinträge nur 50 % der Kläranlagengesamteinträge ausmachen (siehe Karten A-15 und A-16 im Appendix). Der N- und P- Direkteintrag in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition ist im Teileinzugsgebiet der Oberen Havel aufgrund der hohen Wasserflächenanteile (40 % der Gesamtfläche) am höchsten, gefolgt von der Dahme mit 25 % Wasserflächenanteile (siehe Karten A-3 und A-4 im Appendix). Die N- und P- Einträge über Abschwemmung sind in den Karten A-11 und A-12 im Appendix dargestellt. Da nur die echt gelöste N- und P- Fraktion über den Oberflächenabfluss in die Gewässer eingetragen wird, sind die höchsten Einträge in Gebiete vorzufinden, die auch die höchsten Gebietsabflüsse zeigen. Karten A-7 und A-8 im Appendix zeigen die N und P Einträge über die Erosion. Es ist zu erkennen, dass rund 70 % der Gesamterosionseinträge in Sachsen aufgrund der höheren Hangneigung (Lausitzer Bergland) erreicht wird. Fast der gesamte N- Eintrag in die Oberflächengewässer über Drainagen (Karte A-5 im Appendix) wird in den Teileinzugsgebieten der Oberen Spree, Mittleren Spree und Oberen Havel mit den höchsten dränierten landwirtschaftlichen Flächenanteilen erzielt. In diesen Teileinzugsgebieten werden rund 20 % der landwirtschaftlichen Flächen drainiert. Der Phosphoreintrag über Dränagen ist mit 3 % vom Gesamteintrag sehr niedrig und in Karte A-6 im Appendix dargestellt. 80 % der Stickstoffeinträge über Grundwasser und Interflow (Karten A-9 und A-10 im Appendix) werden in den Teileinzugsgebieten der Oberen Havel, Unteren Spree und Oberen Spree, in denen hohe Nährstoffbilanzüberschüsse vorliegen, erreicht. Der Phosphoreintrag über den Grundwasserpfad stammt hauptsächlich aus den Teileinzugsgebieten mit den höchsten Niedermoaranteilen. Zusätzlich sind rund 15 % der Einwohner im Teileinzugsgebiet Mittlere Spree und Obere Spree nicht an die Kanalisation angeschlossen und leiten das Abwasser zum Teil über die Grundwasserpassage ein. Die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über urbane Gebiete werden einerseits über die Mischkanalisation überläufe (Einträge aus Haushalten bzw. industrielle Einleiter und Abschwemmung von versiegelten Flächen) andererseits über die Regenwasserkanalisation (Abschwemmung versiegelter Flächen) berechnet. Berlin hat mit rund 50 % den größten Anteil an den urbanen Gesamteinträgen (Karte A-13 und A-14 im Appendix).

Ausblick

Nach der Analyse und Bewertung wesentlicher N- und P- Eintragspfade und Quellen sind die Effekte und Kosten von Eintragsreduktionsmaßnahmen aus diffusen Quellen (Landwirtschaft) und aus punktuellen Quellen (Kläranlagen, Regenwassereinleitung) zur Erreichung der gewässertypspezifischen Stickstoff (N)- und Phosphor (P)- Grenzwerten in den Modellgewässern in Teilprojekt 4.2 gegenübergestellt und berechnet worden.

Literatur

- Appendix (2014): <http://www.moneris.igb-berlin.de/index.php/Nitrolimit.html>
- Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Schoz, G. & Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Fließgebiete Deutschlands. UBA-Texte 79/99. Berlin. Download: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/dateien/1755.html>
- Carl, P. & Behrendt, H., (2008a): Regularity-based functional streamflow disaggregation: 1. Comprehensive foundation, Water Resources Research 44, W02420, doi:10.1029/2004WR003724.
- Carl, P., Gerlinger, K., Hattermann, F. F., Krysanova, V., Schilling, C. & Behrendt, H. (2008b): Regularity-based functional streamflow disaggregation: 2. Extended demonstration, Water Resources Research 44, DOI: 10.1029/2006WR005056.
- Kleeberg, A., Herzog, C., & Hupfer, M. (2013): Redox sensitivity of iron in phosphorus binding does not impede lake restoration. Wat. Res., 47: 1491-1502.
- Pottgiesser, T., Kail, J., Seuter, S. & Halle, M. (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL - Teil II Endbericht, Im Auftrag der LAWA Länderarbeitsgemeinschaft

3.2 Ökosystemmodellierung

3.2.1 Ökosystemmodellierung von tiefen geschichteten und polymiktischen Seen

Santiago Moreira, René Sachse, Adrian Horn, Thomas Petzoldt (TU-Dresden)

Ziele

Das Hauptziel des Teilprojekts Seenmodellierung war die Abschätzung von Effekten einer Stickstoff-Lastreduzierung für Seen des norddeutschen Tieflands am Beispiel des dimiktischen Scharmützelsees, zusätzlich dazu wurden Szenarien für den langen See gerechnet. Neben der direkten Nährstofflimitation wurden auch indirekte Effekte wie N₂-Fixierung durch Cyanobakterien oder redoxsensitive P-Freisetzung am Sediment berücksichtigt. Basierend auf vorhandenen Modellansätzen sollte ein erweitertes Modell entwickelt werden, das zusätzliche Teilmodele für die höheren Wasserpflanzen (Makrophyten) und einen detaillierteren Stickstoffumsatz enthält. Das Modell sollte die direkten und indirekten Prozesse des Stickstoffkreislaufs detaillierter als bisher abbilden und eine Grundlage für die Integration von Messdaten und experimentellen Ergebnissen aus den Modulen 1 und 2 bilden. Durch den Vergleich zwischen Messdaten und Modellsimulation kann ein besseres Systemverständnis erreicht werden, um den Einfluss einer potentiellen Stickstoffreduktion auf das Phytoplankton besser einschätzen zu können. In Ergänzung zu den statistischen Ansätzen von Modul 1 lassen sich so auch zeitverzögerte (d.h. dynamische) Effekte explizit berücksichtigen.

Das verwendete Modellsystem dient zum Systemverständnis und zum Vergleich von Bewirtschaftungsalternativen. Mittels Sensitivitätsanalyse wurden zunächst die wichtigsten Einflussfaktoren (z.B. N-Belastungsquellen) und Umsatzprozesse identifiziert. Anschließend wurden im Rahmen einer Szenarioanalyse verschiedene Alternativen verglichen.

Material und Methoden

Modell SALMO

Ausgangspunkt für die Gewässergütemodellierung bildete das Modell SALMO-2 bzw. SALMO-1D (Simulation by an Analytical Lake Model, Benndorf und Recknagel 1982). Das Modell simuliert den Nährstoffumsatz (N, P) im Wasserkörper von Seen einschließlich der Sediment-Wasser-Kontaktzone, das pelagische Nahrungsnetz (zwei oder mehr funktionelle Phytoplanktongruppen, eine Zooplanktongruppe) sowie die Sauerstoffkonzentration und den allochthonen Detritus.

Hydrophysikalisch-ökologisch gekoppeltes Modell

Für die Modellierung von Temperatur- und Dichteschichtung und vertikaler Turbulenz wurde das aus der Ozeanographie stammende hydrophysikalische Modell GOTM verwendet (Burchardt et al. 1999; Umlauf et al. 2005). Für den limnischen Bereich waren umfangreiche Anpassungen erforderlich, um Beckenmorphometrie, Volumenbilanz von Zu- und Abflüssen und speziell auch den Grundwasserzustrom berücksichtigen zu können. Anschließend wurde das hydrophysikalische Modell mit dem ökologischen Modell SALMO-1D gekoppelt.

Makrophytenmodell

In Zusammenarbeit mit dem BMBF-Projekt InkaBB (Dr. Hilt, Dipl.-Biol. Sachse, IGB Berlin) und dem NITROLIMIT Teilprojekt 1.2.4 (Dr. Rücker, BTU Cottbus) wurde ein Makrophytenmodell entwickelt, das auf Gleichungen aus dem Modell PCLake basiert (Janse 1997). Im Unterschied zu anderen Makrophytenmodellen, ermöglicht PCLake eine variable Stöchiometrie für den Kohlenstoff-, Stick-

stoff- und Phosphorgehalt der Makrophyten. In allen Simulationen wurden die Standardparameter von Janse (2005) für eine Makrophytentypgruppe implementiert, die sowohl Pflanzen mit als auch ohne Wurzeln bzw. Rhizomen berücksichtigt. Die folgenden Interaktionen werden berücksichtigt: Nährstoffaufnahme aus dem Freiwasser und dem Sediment sowie Exkretion von Phosphor und Stickstoff in das Freiwasser, Sauerstoffaufnahme und -abgabe, Beschattung des Phytoplanktons, Refugium für das Zooplankton sowie erhöhte Phytoplanktonsedimentation auf Grund verringelter Turbulenz. In der 1D-Version wird das Modell mit Turbulenzdaten von GOTM angetrieben.

Detailliertes Stickstoffumsatzmodell DNSmod für den Langen See.

Viele Seenmodelle berücksichtigen Teilprozesse des N-Umsatzes der Gewässer. Parallel dazu existieren auch Modelle mit besonderem Fokus auf den Stickstoffumsatz (z.B. Chapelle et al. 2000, Chlot et al. 2011). Auf dieser Grundlage wurde ein Modell mit erweitertem N-Umsatz entwickelt. Es wurde ein Ansatz bestehend aus einer volldurchmischten Wassersäule und einem dreischichtigen Sediment gewählt.

Die Hauptumsatzprozesse sind Mineralisierung von organischem Material und Freisetzung von P und N (als NH_4 und NO_x) sowie zum Teil als gelöster organischer Stickstoff (DON), die Ammonifikation von organischem Stickstoff, Nitrifikation, Denitrifikation, Volatilisation von Ammonium, Nährstoffaufnahme durch das Phytoplankton (speziell durch Cyanobakterien), Grazing und Filtration durch das Zooplankton sowie Austauschprozesse an der Sediment-Wasser-Kontaktzone. Bei geringer Verfügbarkeit von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_x\text{-N}$ in der Wassersäule ist eine Stickstofffixierung durch Cyanobakterien möglich. Die Interaktion zwischen den Stickstoffspezies sowie Phytoplankton und Zooplankton basieren auf den Ansätzen von Omlin et al. (2001) bzw. Mieleitner und Reichert (2006).

Datenbasis

Der **Scharmützelsee** wird über ein Wehr gesteuert, außerdem spielt der Austausch mit dem Grundwasser eine wichtige Rolle. Grüneberg et al. (2011) geben den mittleren Abfluss mit $0,33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (2000-2009) an, dies entspricht $28\,493 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Nach dieser Untersuchung liegt der Grundwasseranteil bei 88 %. Im Modell wird angenommen, dass dieses Wasser direkt in das Hypolimnion fließt. Die übrigen 12 % werden als oberflächennahes Wasser dem Epilimnion zugeteilt.

Für den Gesamphosphoreintrag im Zeitraum 1977-2008 geben Grüneberg et al. (2011) einen Mittelwert von $1,85 \text{ t a}^{-1}$ ($0,15 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) an. Dieser Wert ist mit aktuellen Abschätzungen mit Moneris ($1,84 \text{ t a}^{-1}$) nahezu identisch. Dabei entfallen 53 % des Phosphoreintrags auf das Grundwasser, welches mit einer geschätzten Konzentration von $100 \mu\text{g TP L}^{-1}$ in das Gewässer fließt. Die übrigen 47 % des Phosphoreintrags werden auf den Oberflächenabfluss konzentriert, der mit $3419 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ in das Gewässer fließt. Somit ergibt sich für das Modell eine Konzentration von $697 \mu\text{g TP L}^{-1}$ für den Zufluss in die durchmischte Schicht. Der resultierende DIP-Anteil wird mit 70 % des Gesamtphosphats angenommen. Da für die Stickstoffeinträge keine detaillierten Messwerte verfügbar waren, wurde die gemessene mittlere Gesamtstickstoffkonzentration von $628 \mu\text{g L}^{-1}$ (Nixdorf 2009) als Ausgangswert für die Simulationen verwendet.

Als meteorologische Antriebsdaten wurden Daten des DWD an der Station Lindenberg verwendet. Diese Daten beinhalten Windgeschwindigkeit und Windrichtung in 10 m Höhe, Luftdruck, Lufttemperatur und relative Luftfeuchte in 2 m Höhe sowie relative Bewölkung.

Für den **Langen See** standen Zuflussmengen- (Wasser- und Schifffahrtsamt) und Globalstrahlungsdaten (Deutscher Wetterdienst, Station Lindenberg) für den Zeitraum 2000 bis 2012 in täglicher Auflösung zur Verfügung. Für den gleichen Zeitraum standen für den Zufluss monatliche Messwerte der Konzentration von Sauerstoff, anorganischem Stickstoff, SRP (LUA Brandenburg) sowie der Frischmasse des Biovolumens (Quelle: Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus-Senftenberg) zur Verfü-

gung. Zur Validierung dienten monatliche Messungen im See für Temperatur, Sauerstoffkonzentration, anorganischen Stickstoff, DIP und Biovolumen (Quelle: BTU).

Es wird angenommen, dass der See im Sommer voll durchmischt bzw. allenfalls instabil geschichtet ist, so dass die Einschichtversion von SALMO verwendet werden konnte. Bei Eisbedeckung wurde Winterstagnation angenommen, sommerliche Sauerstoffdefizite am Sediment wurden durch eine entsprechende Parametrisierung berücksichtigt.

Tabelle 4 N-Reduktionsszenarien für die Simulationen des Langen Sees und des Scharmützelsees

Szenario	Externe N-Belastung	Interne N-Belastung aus dem Sediment	N ₂ fixierende Cyanobakterien	Codierung
Referenz	100 %	Hoch	Ja	ESF
Szenario 1	50 %	Hoch	Ja	eSF
Szenario 2	50 %	Gering	Ja	esF
Szenario 3	50 %	Hoch	Nein	eSf
Szenario 4	50 %	gering	Nein	esf

N-Reduktionsszenarien

Zur Analyse der unterschiedlichen Quellen der N-Belastung (externe Belastung, interne Belastung durch mineralisierungsbedingte NH₄-Freisetzung aus dem Sediment, N₂-Fixierung durch Cyanobakterien) wurden für den Scharmützelsee und für den Langen See Szenarioanalysen mit dem Modell SALMO durchgeführt. Auf Grund der komplizierten Einzugsgebietssituation (Grundwassereinfluss beim Scharmützelsee, vorgelagerte Seen beim Langen See) resultieren große Unsicherheiten bei der Quantifizierung der N-Importe. Anstelle der quantitativen Abschätzungen aus MONERIS wurden deshalb qualitative Szenarien mit einer bezogen auf den Istzustand relativ großen N-Reduktion definiert (Tabelle 4). Zusätzlich dazu wurden mit dem Modell DNSmod Szenarien für den Langen See simuliert, für die neben dem Stickstoff alternativ bzw. zusätzlich auch der P-Import um 50 % reduziert wurde.

Ergebnisse

Die Simulationen zeigen die prinzipielle Eignung von SALMO für die Simulation von Stickstoff, Phosphor, Phytoplankton und Sauerstoff für beide Seen (Abbildung 6). Die Ergebnisse zeigten allerdings auch die Bedeutung einer korrekten Wassermengen- und Stoffbilanz sowie die potentiell wichtige Rolle von höheren Wasserpflanzen (Makrophyten). So ergab sich für den Scharmützelsee generell eine Überschätzung des Phytoplanktons und eine im Sommer zu hohe bzw. im Herbst zu niedrige DIP-Konzentration. Dies wäre durchaus durch den Einfluss von Makrophyten erklärbar.

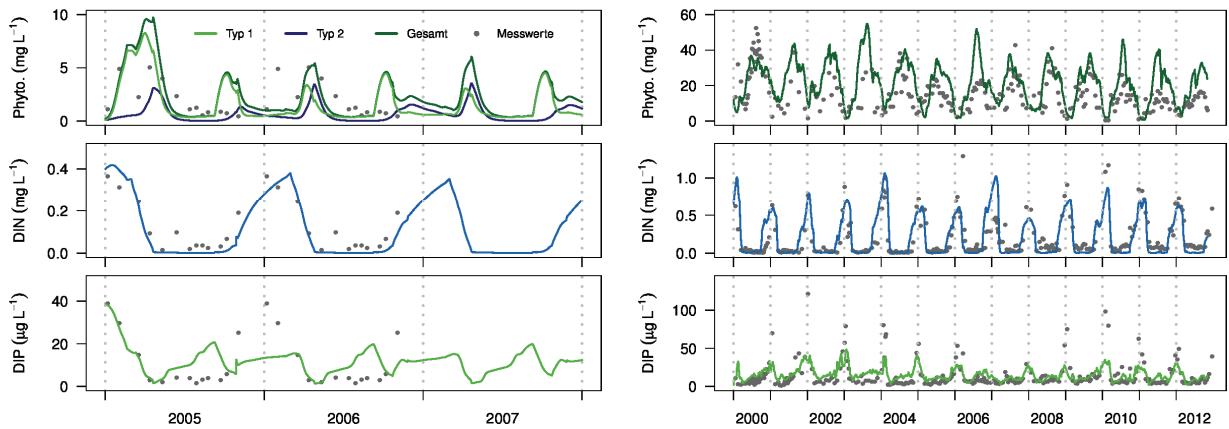


Abbildung 6 Referenzszenario für den Scharmützelsee (links, Zweischicht-Modell) und für den Langen See (rechts, Einschichtmodell); Symbole: Messwerte, durchgezogene Linien: Modellsimulation. Typgruppe 1: schnell wachsendes Phytoplankton, Typgruppe 2: langsam wachsendes Phytoplankton einschließlich N₂-Fixierer, gelöster anorganischer Stickstoff (DIN) und Phosphor (DIP).

Einfluss der Makrophyten auf das Phytoplankton

Bereits bei den Simulationen mit Standardparametern wird die Entwicklung des Makrophytenbestandes im Scharmützelsee von Mai bis Juli gut vorhergesagt (Abbildung 7, links). Der Zeitpunkt des Populationseinbruches wird aber zu spät simuliert, so dass sich ein um 25 % zu hohes Makrophytenmaximum ergibt (Abbildung 7). Durch Kalibrierung nur weniger artspezifischer Parameter lässt sich der Verlauf für August und September gut reproduzieren (Abbildung 7). Die Berücksichtigung der Makrophyten zeigt für den Scharmützelsee, dass im Vergleich zu einem vegetationslosen See die epilimnische Stickstoffkonzentration im Sommer um bis zu 17 % und das Orthophosphat um 41 % verringert sein könnte. Die Konkurrenz um Nährstoffe kann so zu einer Abnahme des Gesamtphytoplanktons im Epilimnion um ca. 30 % führen (Abbildung 7, rechts). Im besser durchlichteten Meta- und Hypolimnion kommt es hingegen sogar zu einem verbesserten Phytoplanktonwachstum. Nach dem Absterben der Makrophyten im Herbst, kommt es aufgrund der geringeren Zooplanktonbiomassen zu einem verstärkten Phytoplanktonwachstum. Auf Grund der insgesamt geringeren sedimentierten Phytoplanktonbiomasse verbessert sich die Sauerstoffbilanz im Sommer.

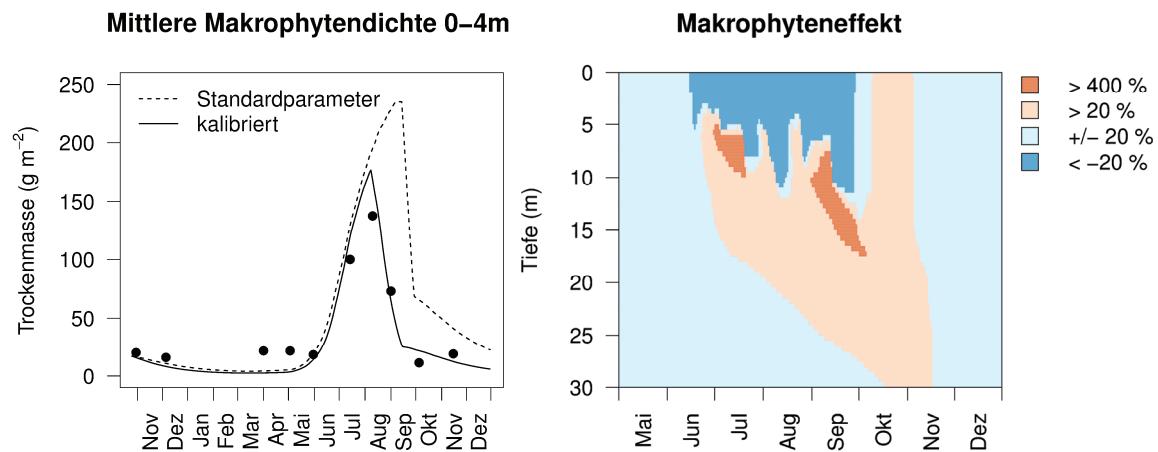


Abbildung 7 Simulierte mittlere Makrophytenbiomasse in 0 m bis 4 m Tiefe unter Anwendung der Standardparameter und mit für die Hauptarten des Scharmützelsees kalibrierten Parametern (links, Daten: Marlene Pätzig, BTU Cottbus) und simulierter Makrophyteneffekt auf das Gesamtphytoplankton (rechts). Der Makrophyteneffekt ($ME = (X - X_{Mac})/X$) ist die relative Differenz der Szenarien mit

(X_{Mac}) und ohne Wasserpflanzen (X). Die dunkel orange bzw. dunkelblau schattierten Flächen zeigen Bereiche mit großem Effekt der Makrophyten auf das Phytoplankton.

Eine detaillierte Szenarioanalyse ermöglichte die getrennte Betrachtung der für die Reduktion des Phytoplanktons wesentlichen Prozesse. Demnach war für die Reduktion des Phytoplanktons im Sommer vor allem die Konkurrenz um die Nährstoffe entscheidend (88,6 % des Makrophyteneffekts). Der Beschatzungseffekt durch die Makrophyten betrug 7,8 % des Makrophyteneffekts und trägt zusammen mit der Funktion als Zooplankton-Refugium (3.5 %) sowie der verringerten Turbulenz (0.1 %) nur marginal zur Phytoplanktonreduktion bei.

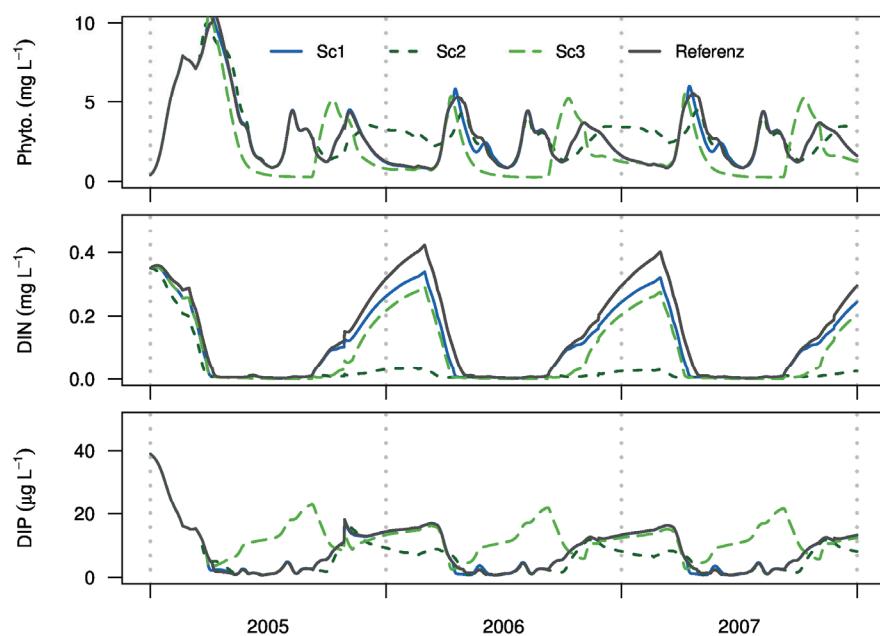


Abbildung 8 N-Reduktionsszenarien für den Scharmützelsee; gelöster anorganischer Phosphor (DIP), gelöster anorganischer Stickstoff (DIN) und Gesamtphytoplankton für die durchmischte Schicht.
Szenario 1: externe N-Belastung auf 50 % reduziert; Szenario 2: externe N-Belastung auf 50 % und interne N-Belastung maximal reduziert, Szenario 3: externe N-Belastung 50 % reduziert, keine N₂-Fixierer.

Szenarioanalysen zur N-Reduktion

Simulationen mit SALMO für den Scharmützelsee und den Langen See

Simulationsläufe über zehn Jahre zeigen, dass sich im Modell bereits im zweiten Jahr ein annäherndes neues Gleichgewicht einstellt. In den Abbildung 8 und 9 sind deshalb nur die ersten drei Jahre dargestellt. Am Anfang der Vegetationsperiode dominieren zunächst die schnellwüchsigen Phytoplankter (Typgruppe 1, r-Strategen) später folgt das langsam wüchsige schwer fressbare Phytoplankton, das im Modell fakultativ zur N₂-Fixierung befähigt ist.

Beim Scharmützelsee führt eine Reduktion des externen N-Imports um 50 % (Abbildung 8, Abbildung 10, Sc1) nur zu einer minimalen Änderung der Phytoplanktonzeitreihe und selbst beim DIN ist nur ein geringer Rückgang festzustellen. Ursachen hierfür sind zum einen die lange Verweilzeit des Sees und zum anderen eine seeinterne Kompensation durch N₂-Fixierung und mineralisierungsbedingte NH₄⁺-Freisetzung aus dem sedimentierten Material. Reduziert man im Modell die Sediment-NH₄⁺-Freisetzung (Sc2) bzw. schaltet die N₂-Fixierung ab (Sc3), werden deutliche Unterschiede sichtbar. Hierbei wirkt sich eine verringerte NH₄⁺-Freisetzung vor allem auf die seeinterne DIN-Konzentration

aus. Bei Annahme einer effektiven N_2 -Fixierung kann das Phytoplankton das Stickstoffdefizit weitgehend kompensieren und im Herbst eventuell lange persistieren. Im Gegensatz dazu führt eine unwirksame N_2 -Fixierung zur Unterdrückung des Sommermaximums (Sc3). Auf Grund der daraus resultierenden unvollständigen Ausnutzung des Phosphors kann es jedoch nach Ende der Sommerstratifikation zu einer erneuten Phytoplanktonentwicklung kommen.

Eine Verstärkung der seeinternen P-Freisetzung bei Nitratmangel scheint beim Scharmützelsee keine Rolle zu spielen, d.h. eine N-Reduktion führt nicht zu unerwünschten Nebenwirkungen. Da der Scharmützelsee P-limitiert ist, spielt die N_2 -Fixierung derzeit erwartungsgemäß nur eine geringe Rolle (vgl. Abschnitt 2.1.1).

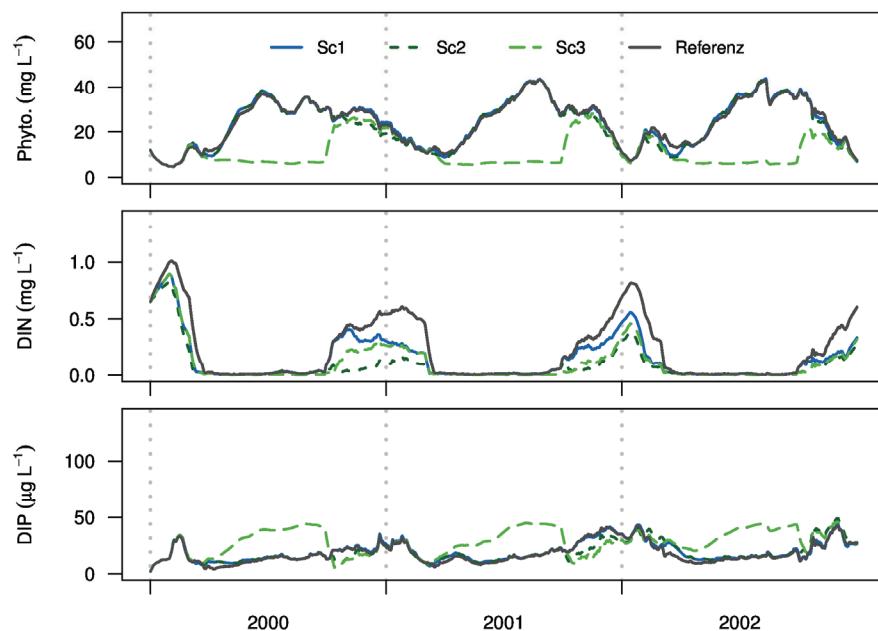


Abbildung 9 N-Reduktionsszenarien für den Langen See (Szenarien wie Abbildung 8).

Der **Lange See** hat im Unterschied zum Scharmützelsee eine viel kürzere Verweilzeit (im Mittel 28 Tage), die je nach hydrologischer Situation schwanken kann. Außerdem ist der Lange See Teil einer Seenkette und deshalb stark extern gesteuert. Grundsätzlich zeigen die SALMO-Simulationen jedoch für den Langen See ähnliche Effekte, d.h. auch hier wirkt sich eine reine N-Lastreduzierung nur wenig auf das Phytoplankton aus (Abbildungen 9 und 10). Die DIN-Konzentration selbst reagiert im Unterschied zum Scharmützelsee unmittelbar auf die Lastreduzierung, und die NH_4^+ -Freisetzung aus dem Sediment spielt eine geringere Rolle. Da SALMO nur ein sehr einfaches Sedimentmodell besitzt, wurden davon unabhängige Szenarien mit dem neu entwickelten Modell DNSmod durchgeführt (Abbildung 11).

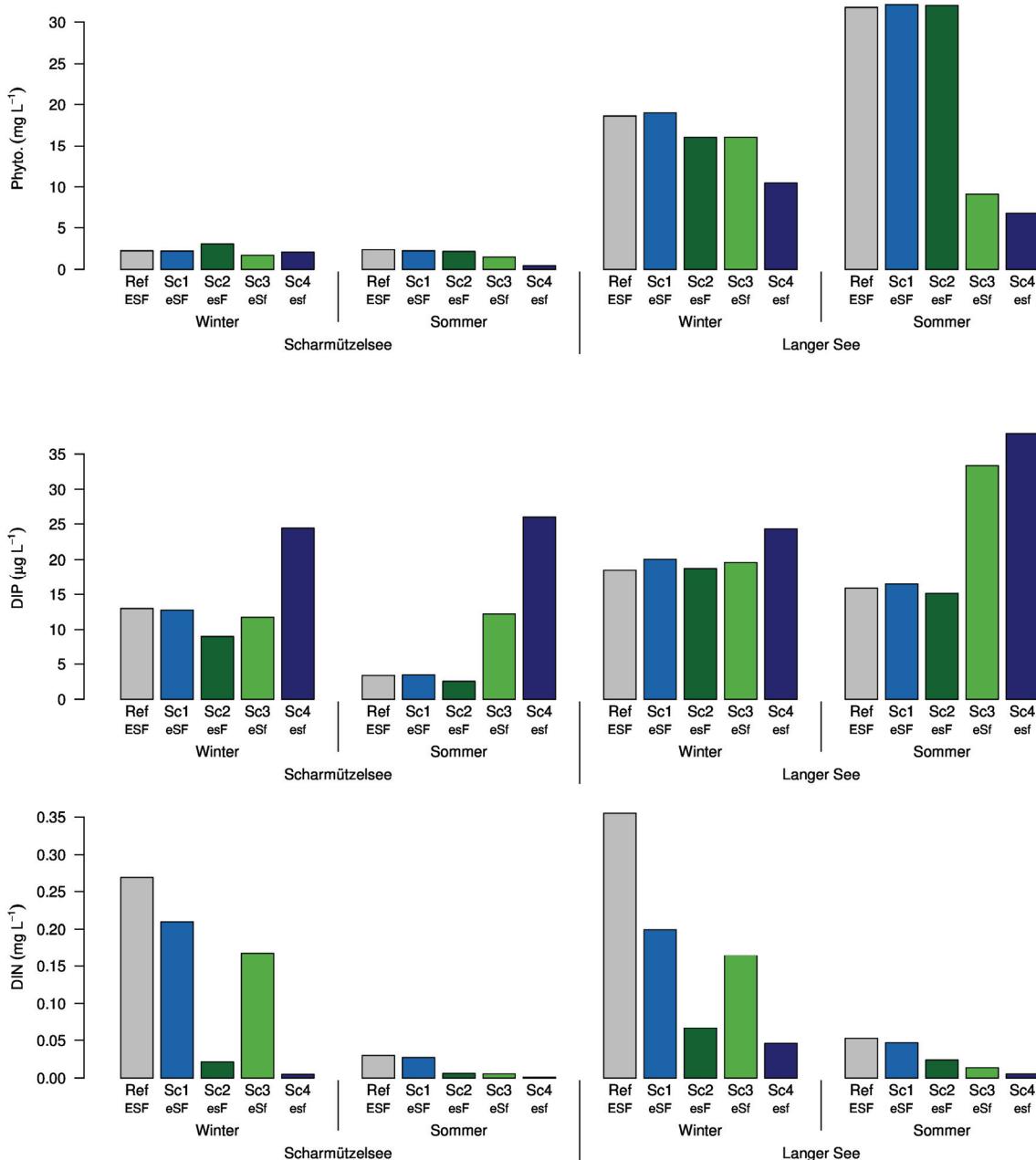


Abbildung 10 Mittelwerte von Phytoplankton, gelöstem anorganischen Phosphat (DIP) und gelöstem anorganischen Stickstoff im 2. Simulationsjahr für die Winter- (Dezember-April) bzw. Sommerperiode (Mai-Oktober). Die Szenarien definieren sich wie folgt: externer Stickstoffeintrag 100 % („E“) bzw. 50 % („e“) hohe („S“) bzw. niedrige („s“) N-Freisetzung aus dem Sediment, mit bzw. ohne N₂-fixierende Cyanobakterien („F“ bzw. „f“).

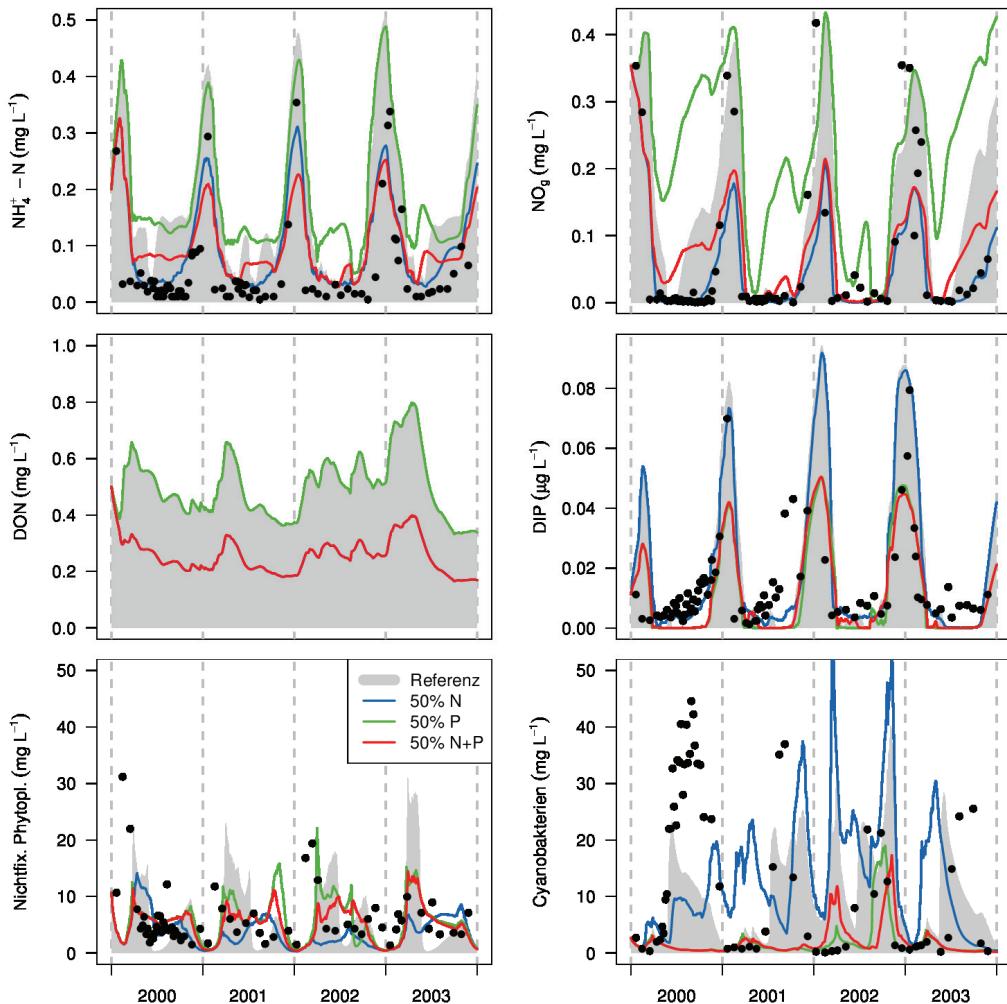


Abbildung 11 Simulationen mit dem detaillierten Stickstoffumsatzmodell DNSmod für den Langen See. Symbole: gemessene Daten (Frischmasse), Referenzszenario grau schattiert, Szenario mit 50 % N (blau) bzw. 50 % P-Reduktion (grün) sowie simultaner N- und P-Reduktion (rot). Bei den Vergleichsdaten des Phytoplanktons ist zu beachten, dass nicht alle der zum Vergleich herangezogenen Cyanobakterien (rechts unten) N_2 -Fixierer sind.

Simulationen mit dem Stickstoffumsatzmodell DNSmod für den Langen See

Im Vergleich zu den Simulationen mit dem Modell SALMO zeigen die Simulationen mit dem detaillierteren Stickstoffumsatzmodell DNSmod eine flexiblere Reaktion und eine höhere Dynamik (Abbildung 11). Im Unterschied zu SALMO erkennt man bei 50 %iger N-Reduktion jedoch zeitweilige P-Freisetzungssereignisse, durch die sommerliche P-Limitationszustände überbrückt werden. Als Konsequenz kommt es beim nicht- N_2 -fixierenden Phytoplankton zu einer Zeitverschiebung und bei den N_2 -Fixierern zu einer Zunahme. Nach den Modellsimulationen wäre für den Langen See eine wirksame Reduktion des Phytoplanktons durch eine weitere Verringerung der P-Belastung bzw. noch besser einer kombinierten N- und P-Reduktion zu erreichen.

Diskussion

Der interne N-Umsatz und die Nährstoffkonkurrenz durch Makrophyten spielen beide eine wichtige Rolle. Welche Prozesse dominieren, wird durch Nährstoffbelastung, Gewässertiefe und Verweilzeit bestimmt. In Seen mit langer Verweilzeit (z.B. Scharmützelsee) spielt der interne Kreislauf eine domi-

nierende Rolle. So kann z.B. die Ammoniumfreisetzung aus dem epilimnischen Sediment eine N-Reduktion im Zufluss abpuffern (Abbildung 10, Sc1), d.h. die seeinterne N-Konzentration verringert sich nur bei gleichzeitiger Verringerung der Sediment-N-Freisetzung (Abbildung 10, Sc2). Ab einer gewissen Mindesttrophie stehen N-entlastende (Denitrifikation) und N-nachliefernde bzw. N-recycelnde Prozesse im Gleichgewicht, wohingegen es bei oligotrophen Systemen auf Grund geringer Denitrifikation langfristig zur Nitratanreicherung kommen kann (prominentes Beispiel: Lake Superior, USA, siehe auch Finlay et al 2013 und Bernhardt 2013).

In Seen mit kurzer Verweilzeit (Langer See) wirkt sich der externe Import unmittelbar auf die seeinterne N-Konzentration aus. Eine N-Limitation ist wirksam, wenn diese nicht durch kurzfristige Mineralisierung abgestorbener Biomasse oder N₂-Fixierung kompensiert wird. Auf Grund ihrer geringeren Wachstumsrate sind viele Cyanobakterien bei kurzer Verweilzeit weniger konkurrenzstark. Da das Recycling von DIN aus organischer Substanz ein sehr schneller Prozess ist, würde die NH₄-Rücklösung mit vermindertem N/P-Eintrag sinken. Die Modellsimulationen bestätigen für beide Seen den jahreszeitlichen Wechsel von einer P-Limitation im Frühjahr zur N-Limitation im Sommer. Ob diese zu einer Hemmung oder wenigstens zu einer zeitlichen Verschiebung der sommerlichen Phytoplanktonentwicklung führt, hängt sehr stark von Auftreten und Leistungsvermögen potentieller N₂-Fixierer ab. Hierzu besteht noch weiterer Forschungsbedarf, sowohl quantitativ-experimentell als auch bezüglich der Modellierung.

Eine bei Nitratmangel erhöhte P-Freisetzung war in den Modellsimulationen weniger bedeutsam als vermutet. So konnte beim Scharmützelsee zwar in der 1D-Simulation eine erhöhte P-Freisetzung festgestellt werden (nicht dargestellt), diese war jedoch nicht durch ein Nitratdefizit sondern durch Sauerstoffmangel gesteuert und hatte während der Schichtungsperiode keinen Einfluss auf das Phytoplankton (Abbildungen 8 und 10), was typisch für stabil geschichtete Seen ist (Kleeberg et al. 2013). Beim Langen See erkennt man einen sommerlichen Anstieg der DIP-Konzentration (Abbildung 11, Messdaten) und auch experimentell wurde eine Abhängigkeit der P-Freisetzung von der Nitratverfügbarkeit gefunden (Abschnitt 2.1.3). Auf Grund der sehr kurzen Verweilzeit kann sich im Freiwasser keine erhöhte DIP-Konzentration aufbauen. Im Unterschied dazu spielt die redoxsensitive P-Freisetzung in Flachseen mit längerer Verweilzeit durchaus eine wichtige Rolle, z.B. in der Talsperre Quitzdorf (Sachsen) mit einer Verweilzeit von 190 Tagen (Ackermann, LTV Sachsen, persönliche Information; Weiss 2013; Stolle 2013).

Ein solches Muster gilt möglicherweise sogar für den Langen See, wenn man die gesamte Seenkette betrachtet. So fällt auf, dass bereits die Importe in den Langen See einen typischen Jahresgang aufweisen, mit im Sommer geringen N-Konzentrationen und parallel dazu ansteigenden P-Konzentrationen. Dies deutet auf Denitrifikation und P-Freisetzung im vorgelagerten Einzugsgebiet hin. Daraus folgt, dass zur Beurteilung von Gewässern mit geringer Verweilzeit größere Skalen (z.B. Seenketten) betrachtet werden müssen, sowohl für die Systemanalyse als auch für Managementmaßnahmen.

Die Ergebnisse zeigen die Komplexität des Stickstoffkreislaufs und die daraus resultierende Unsicherheit bei der Vorhersage von Effekten einer Stickstoffreduktion. Da die getroffenen Folgerungen stark von den Modellannahmen abhängig sind, ergibt sich weiterer Forschungsbedarf bezüglich der Sediment-Wasser-Kontaktzone und der N₂-Fixierung durch Cyanobakterien. Grundsätzlich ist festzustellen, dass eine N-Reduktion wirksam sein kann aber nicht in allen Fällen zu einer unmittelbaren Verringerung des Phytoplanktons führen muss. Auf Grund der Wechselwirkungen zwischen P- und N-Kreislauf sollte für die brandenburgischen Tieflandgewässer stets eine gewässerspezifisch abgestimmte Strategie zur N- und P-Reduktion angewendet werden.

Literatur

- Benndorf, J. & Recknagel, F. (1982): Problems of application of the ecological model SALMO to lakes and reservoirs having various trophic states. *Ecological Modelling*, 17: 129-145.
- Bernhardt, E. S. (2013): Cleaner lakes are dirtier lakes. *Science*, 342: 205.
- Burchard, H., Bolding, K. & Villarreal, M.R. (1999): GOTM—a general ocean turbulence model. Theory, applications and test cases, Tech. Rep. EUR 18745 EN, European Commission.
- Chapelle, A., Ménesguen, A., Deslous-Paoli, J.-M., Souchu, P., Mazouni, N., Vaquer, A. & Millet, B. (2000): Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from the watershed. *Ecological Modelling*, 127: 161-181.
- Chlot, S., Widerlund, A., Siergieiv, D., Ecke, F., Husson, E. & Öhlander, B. (2011): Modelling nitrogen transformations in waters receiving mine effluents. *Science of the Total Environment*, 409: 4585-4595.
- Finlay, J. C., Small, G. E. & Sterner, R. W. (2013): Human Influences on Nitrogen Removal in Lakes. *Science*, 342: 247-250.
- Grüneberg, B., Rücker, J., Nixdorf, B. & Behrendt, H. (2011): Dilemma of non-steady state in lakes - development and predictability of in-lake P concentration in dimictic Lake Scharmützelsee (Germany) after abrupt load reduction. *International Review of Hydrobiology*, 96: 599-621.
- Janse J.H. (1997): A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. *Hydrobiologia*, 342/343: 1-8.
- Janse, J.H. (2005): Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Dissertation. Wageningen University (The Netherlands).
- Kleeberg, A., Herzog, C. & Hupfer, M. (2013): Redox sensitivity of iron in phosphorus binding does not impede lake restoration. *Water Research*, 47: 1491-1502.
- Mieleitner, J. & Reichert, P. (2006): Analysis of the transferability of a biogeochemical lake model to lakes of different trophic state. *Ecological Modelling*, 194: 49-61.
- Omlin, M., Reichert, P. & Forster, R. (2001): Biogeochemical model of Lake Zurich: model equations and results. *Ecological Modelling*, 141: 77-103.
- Stolle, J. (2013): Datenanalyse und Modellsimulationen zur P-Fällung mit Al₂(SO₄)₃ in der Talsperre Quitzdorf. Abschlussbericht. GWT-TUD GmbH, Fachbereich Industrie im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, unveröffentlicht, 37 S.
- Umlauf, L., Burchard, H. & Bolding, K. (2005): General Ocean Turbulence Model. Scientific documentation. v3.2. Marine Science Reports no. 63. Baltic Sea Research Institute Warnemünde, Warnemünde, Germany. 274 pp.
- Weiss, H. (2013): Importance of sediment influence on the trophy of six shallow eutrophic reservoirs in Saxony (Germany) (Einfluss des Sediments auf die Trophie in sechs eutrophen sächsischen Flachstauseen, Master thesis, TU Cottbus-Senftenberg.

3.2.2 Modellierung der Gewässergüte von Unterer Havel und Stadtspree

Claudia Lindim (BfG)

Mathias Riechel, Andreas Matzinger (KWB)

Helmut Fischer (BfG)

Einleitung und Ziel

Die Untere Havel ist ein für das Nord-Ostdeutsche Tiefland charakteristisches Fluss-Seen-System. Ihr Nährstoffhaushalt ist sowohl durch Einträge aus dem urbanen Raum Berlin als auch durch das landwirtschaftlich geprägte Einzugsgebiet beeinflusst. In den relativ flachen Seenabschnitten entwickeln sich im Frühjahr und im Sommer ausgeprägte Phytoplanktonblüten, die im untersuchten Abschnitt der Kladower Seenkette bis zu $140 \mu\text{g L}^{-1}$ Chlorophyll- α (als Indikator für die Biomasse des Phytoplanktons) erreichen können. Messdaten aus den Jahren 1996-2010 zeigen außerdem sehr geringe DIP (gelöster anorganischer Phosphor)-Konzentrationen während der Frühjahrsplanktonblüte, aber deutlich erhöhte Werte während des Spätsommers und Herbst (Abbildung 12). Dies wird auf sommerliche P-Rücklösung aus den Sedimenten zurückgeführt (Kneis et al. 2006, Schäuser et al. 2006, siehe Kapitel 2.1.3). Die Nitratkonzentrationen gehen im Sommer stark zurück und zeigen in dieser Zeit einen Gradienten entlang der Fließstrecke, der auf Nitratretention oder -verlust in den Seenstrecken hindeutet.

In diesem Projekt wurde mit Hilfe von Gewässergütesimulationen untersucht, ob durch eine Verringerung der Nährstoffeinträge, insbesondere des Stickstoffs, der trophische Zustand der Unteren Havel verbessert werden kann. Dazu wurden ausgewählte Nährstofflimitationsszenarien gerechnet. Des Weiteren wurde der Effekt von Muscheln auf die Gewässergüte untersucht.

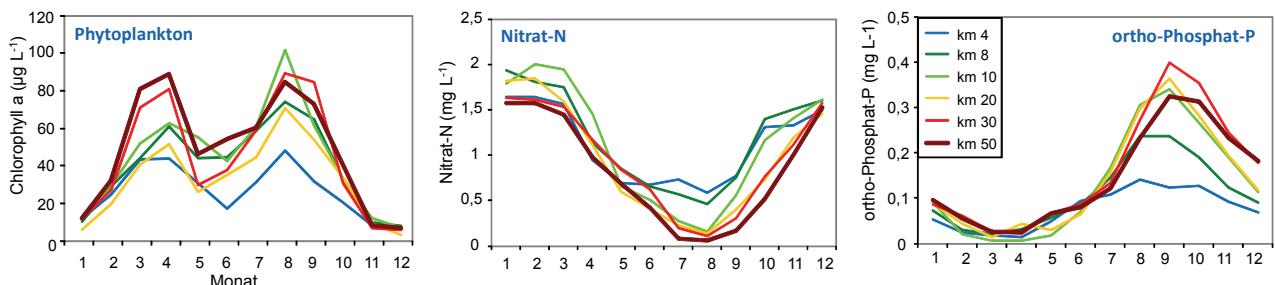


Abbildung 12 Räumliche und zeitliche Dynamik von Chlorophyll- und Nährstoffkonzentrationen an der Unteren Havel. Mittelwerte der Jahre 1996-2010. Km 0 = Mündung der Spree in die Havel (Berlin Spandau), km 56 = Wehr Brandenburg. Datengrundlage: LUA Brandenburg, SenStadtUm Berlin, BfG.

Parallel zur Szenarienrechnung wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse der Effekt von Veränderungen der Randbedingungen (z.B. Nährstoffkonzentrationen, Licht und Temperatur) und Modellparameter (Prozessraten, Konstanten, etc.) auf die Algenbiomasse untersucht. Ziel der Sensitivitätsanalyse war es zum einen, die Wirkung von Einflussgrößen in Abhängigkeit von den trophischen Vorbedingungen im Gewässer zu untersuchen. Zum anderen soll das Verständnis des Zusammenspiels der im Modell abgebildeten Prozesse vertieft und letztlich geprüft werden, ob das Modell unter verschiedenen trophischen Randbedingungen plausible Ergebnisse liefert.

Material und Methoden

Zur Simulation der Nährstoff- und Phytoplanktodynamik wurde das Gewässergütemodell QSim gekoppelt mit dem hydrodynamischen Modell HYDRAX genutzt (Kirchesch & Schöl 1999). Hierfür wurde zunächst mit dem Gerris Modell-Editor aus GIS-Daten und räumlich interpolierten bathymetrischen Daten der Unteren Havel die Modell-Geometrie erstellt. Darauf aufbauend wurde mit HYDRAX die Hydraulik berechnet; sie beeinflusst über Transport- und Mischungsprozesse die Phytoplanktodynamik. HYDRAX löst numerisch die Saint-Venant Gleichungen mit implizit gelösten finiten Elementen in stündlichen Zeitschritten. Das eigentliche Gütemodell QSim ist ein 1D-Gewässergütemodell, das pelagische und benthische Kompartimente simuliert.

Die wichtigsten Statusgrößen in QSim sind der chemische und biologische Sauerstoffbedarf (CSB, BSB), gelöste Nährstoffe (Nitrat, Ammonium Phosphat), gelöster Sauerstoff, Chlorophyll-a (Chla), Biomasse des Phytoplanktons (drei Gruppen, hier belegt mit Cyanobakterien, Diatomeen und Grünalgen) und Biomasse des Zooplanktons (Rotatorien). Das benthische Kompartiment von QSim wird nach DiToro (2001) in drei Teilprozessen simuliert: Sedimentation von partikulärem organischem Material (Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor) aus der Wassersäule, Mineralisation des sedimentierten Materials und schließlich Reaktion der so entstandenen Zwischenprodukte im Sediment, sowie ein Teilfluss der Stoffe zurück in die Wassersäule. Für die mathematische Beschreibung der Mineralisation des organischen Materials im Sediment wird das Sediment in zwei Schichten unterteilt, eine aerobe und eine darunterliegende anaerobe Schicht.

a) Sensitivitätsanalyse

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurde der Effekt von Veränderungen der Randbedingungen (z.B. Nährstoffkonzentrationen, Licht und Temperatur) und Modellparameter (Prozessraten, Konstanten etc.) auf die Algenbiomasse untersucht. Die Arbeiten wurden beispielhaft für ein bereits validiertes QSim-Modell (Uldack et al. 2013) der Berliner Stadtspree durchgeführt, da die Untere Havel stark durch den Zufluss der Stadtspree geprägt wird und da das Modell für die Untere Havel in NITROLIMIT neu erstellt wurde und erst gegen Ende der Projektlaufzeit einsatzbereit war.

Für die Sensitivitätsanalyse wurden die Modellergebnisse zunächst durch einen Vergleich mit Messdaten des Jahres 2010 für eine Vielzahl von Zustandsvariablen (z.B. Nährstoffe, Chla, BSB₅) plausibilisiert. Dann wurde die lokale Modellsensitivität bezüglich Chla untersucht. Hierfür wurde zunächst eine Referenzsimulation mit unveränderten Eingangsdaten durchgeführt. Anschließend wurden die Eingangsdaten, unterschieden in Zustandsvariablen und Modellparameter, nacheinander („one-at-a-time“) um +/- 10 % variiert und der Effekt auf das Modellergebnis, d.h. die Chla-Konzentration am letzten Punkt des simulierten Fließabschnitts von 11,2 km Länge, beurteilt.

Zur Quantifizierung der Sensitivität wurde die Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung zwischen Referenzsimulation (ref) und Simulation mit veränderten Eingangsdaten (var) berechnet und auf den Mittelwert der Referenzsimulation (ref_{mean}) normiert (Formel 1). Je größer der so berechnete Sensitivitätsindex, desto entscheidender ist die jeweils variierte Eingangsgröße für die simulierte Chla-Konzentration.

$$\text{Sensitivitätsindex} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\text{var}_i - \text{ref}_i)^2}{n}} / \text{ref}_{\text{mean}} \quad (1)$$

Die Sensitivitätsuntersuchungen wurden zunächst für den eutrophen Istzustand der Berliner Stadtspree des Jahres 2010 durchgeführt. Anschließend wurde für einen hypothetisch oligotrophen Gewässerzustand die Modellreaktion auf veränderte Randbedingungen untersucht (Szenario „Oligot-

roph“). Dafür wurden die für den Istzustand gemessenen Zustandsvariablen so vermindert, dass die Qualitätsanforderungen nach LAWA-Gütekasse 1 (OGewV 2011) eingehalten werden. Darüber hinaus wurde im Modell die Nährstoffrücklösung aus dem Sediment vermindert und der Nährstoffspeicher des Phytoplanktons am Modelleingang als leer angenommen. Tabelle 5 gibt einen Überblick über die Randbedingungen für die Sensitivitätsuntersuchungen.

Tabelle 5 Jahresmittelwerte der Modellrandbedingungen für die Simulation des Istzustands 2010 und des hypothetisch oligotrophen Gewässerzustands (Szenario „Oligotroph“). TN = Gesamtstickstoff, NH₄-N = Ammoniumstickstoff, NO₃-N = Nitratstickstoff, TP = Gesamtphosphor, DIP = gelöster anorganischer Phosphor, Chla = Chlorophyll-a, Rotat. = Rotatorien, AFS = Abfiltrierbare Stoffe, BSB₅ = biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen.

Zustandsvariable	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TP	DIP	Chla	Rotat.	AFS	BSB ₅
Einheit	mg L ⁻¹	µg L ⁻¹	Ind L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹				
Istzustand 2010	1,73	0,23	0,98	0,132	0,052	23,4	808	6,84	2,58
Szenario „Oligotroph“	0,52	0,01	0,39	0,020	0,005	5,8	404	3,42	1,29

b) Szenarien der Nährstoffreduktion

Die Szenarien-Simulation wurde an der „Kladower Seenstrecke“ der Unteren Havel von Havel-km 3 (Freybrücke) bis 15 (unterhalb Pfaueninsel) durchgeführt. Hierfür wurde QSim mit den Daten des Jahres 2010 kalibriert und nachfolgend für die Berechnung des Zeitraums 2005 - 2010 verwendet. Für die Nährstoffreduktionsszenarien 25 % und 50 % wurden die Konzentrationen der gelösten und partikulären Nährstoffe jeweils entsprechend vermindert. Um die Konsistenz im Modell zu wahren, wurden jeweils auch der BSB₅ (unter Nutzung der Korrelation zwischen TN und BSB₅) und die Chla-Einträge (unter Nutzung der Korrelation zwischen TP und Chla) vermindert. Als Randbedingungen für die Wasserqualität standen Messungen der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz (SenStadtUm) zur Verfügung, die meteorologischen Daten stammen von der Station Potsdam des Deutschen Wetterdienstes und die hydrologischen Eingangsdaten vom Wasser- und Schifffahrtsamt Berlin sowie der SenStadtUm.

c) Potenzieller Einfluss der Muscheln auf die Phytoplanktonodynamik

Muscheln können durch ihre Filtrierleistungen die Planktonodynamik von Seen und Flüssen erheblich beeinflussen. An der Unteren Havel kommt vor allem die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) in teilweise hohen Dichten vor. Mit QSim wurde daher der potenzielle Einfluss der Muscheln auf die Phytoplanktonodynamik abgeschätzt. Dabei wurde für das Jahr 2011 ein Referenzszenario ohne Muscheln mit einem Szenario verglichen, in dem unter ansonsten gleichbleibenden Randbedingungen die aktuelle Muschelpopulation (vgl. Kap. 1.2.5) als Startbedingung vorgegeben war. Die Muscheln wurden in zwei Größenklassen (Kohorten) von 0,5 - 8 mm und > 8 mm eingeteilt. Die optimalen Wassertemperaturen für Filtration und Wachstum lagen zwischen 10 und 20 °C bzw. zwischen 12 und 31 °C (sonstige Modellparametrisierung für Muscheln in Schöl et al. 2002). Das Modell ist für Dreissena aufgebaut. Um näherungsweise auch den Effekt der in der Havel vorkommenden Großmuscheln (Unioniden) mit zu erfassen, wurde deren Biomasse in Dreissena umgerechnet.

Ergebnisse und Diskussion

a) Sensitivitätsanalyse

In einem Vergleich von Modellergebnissen und Messdaten für das Jahr 2010 konnte gezeigt werden, dass das verwendete Modell die biologisch-chemischen Prozesse in der Stadtspree für den Istzustand gut abbildet (vgl. Abbildung 13). Insbesondere für die Zielgrößen Chla und die verschiedenen Stickstoffspezies ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und TN) konnten sehr hohe Modelleffizienzen nach Nash und Sutcliffe (1970) zwischen 0,56 und 0,83 erzielt werden.

Die für den Istzustand des Jahres 2010 durchgeführte Sensitivitätsanalyse zeigt, dass die in die Berechnung eingehende Phytoplanktonbiomasse (Chla) einen erwartungsgemäß großen Einfluss auf die simulierte Phytoplanktonbiomasse hat (Abbildung 14a). Darüber hinaus reagiert das Phytoplankton insbesondere auf die Wassertemperatur, die Rotatorien (Vertreter des Zooplanktons als Fressfeinde der Algen), die Feststoffkonzentration und die Globalstrahlung sensitiv. Für Silizium lässt sich nur ein minimaler Effekt feststellen. Eine Veränderung der eingehenden Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen hat im Istzustand der Berliner Stadtspree keinen Einfluss auf das Modellergebnis.

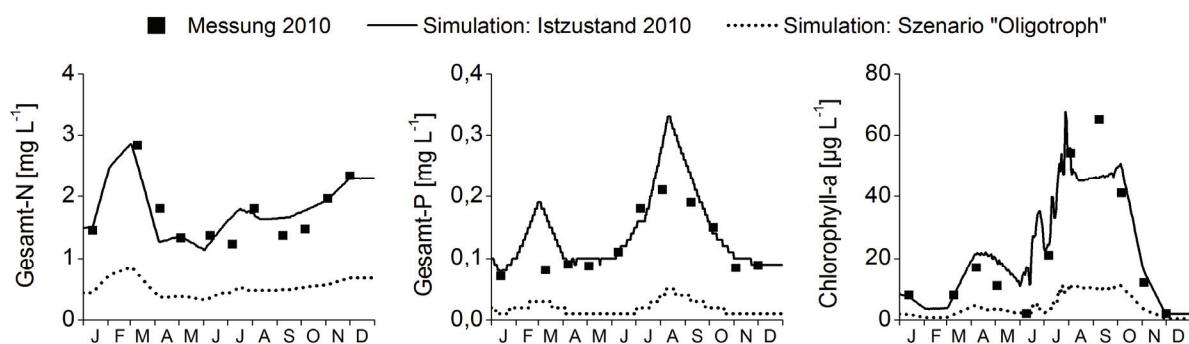


Abbildung 13 Für den Istzustand 2010 gemessene und simulierte Konzentration von TN-, TP- und Chlorophyll-a in der Berliner Stadtspree bei km 8 des simulierten Flussabschnitts. Die gepunktete Linie zeigt die Simulationsergebnisse für einen hypothetisch oligotrophen Gewässerzustand (Szenario „Oligotroph“).

Die Ergebnisse bestätigen, dass die Algenbiomasse in der Stadtspree für den Istzustand in erster Linie durch Licht und Fraß und nicht durch Nährstoffe limitiert ist. Dies wird auch durch die Untersuchung der Modellsensitivität auf Änderungen der Modellparameter bestätigt. So haben Parameter, welche z.B. die Nährstoffaufnahme durch Phytoplankton beschreiben, keinen Einfluss auf die simulierte Chla-Konzentration (Abbildung 14b).

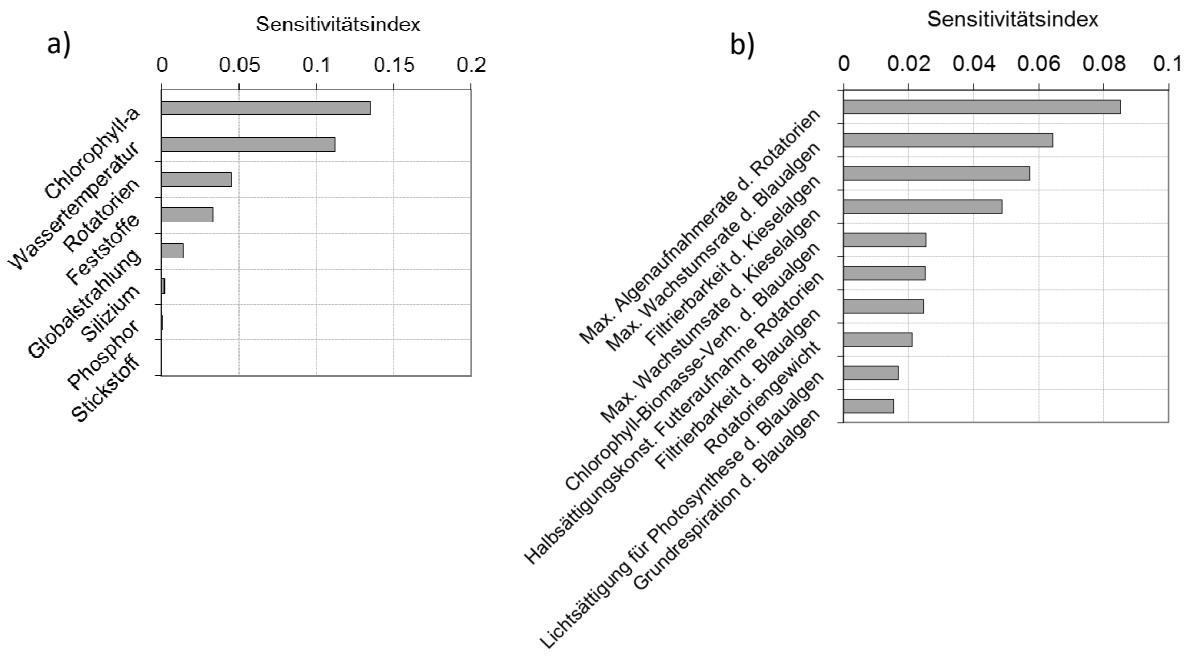


Abbildung 14 Sensitivität von Chlorophyll-a bezüglich der einflussreichsten Zustandsvariablen (a) und Modellparameter (b) für den simulierten Istzustand 2010 der Berliner Stadtspree.

Im Unterschied zum Istzustand der Berliner Stadtspree hat für einen hypothetisch oligotrophen Gewässerzustand bereits eine leichte Änderung der Phosphor-Eingangskonzentration einen deutlichen Effekt auf die simulierte Phytoplanktonbiomasse. So ist Phosphor nach Chla und der Wassertemperatur die drittaktivste Zustandsvariable (Abbildung 15a). Die Nährstoffabhängigkeit der simulierten Phytoplanktonbiomasse spiegelt sich auch in der Untersuchung der Modellparameter wider. Entsprechend gehört die P-Halbsättigungskonstante der Blau- und der Kieselalgen zu den zehn einflussreichsten Modellparametern (Abbildung 15b).

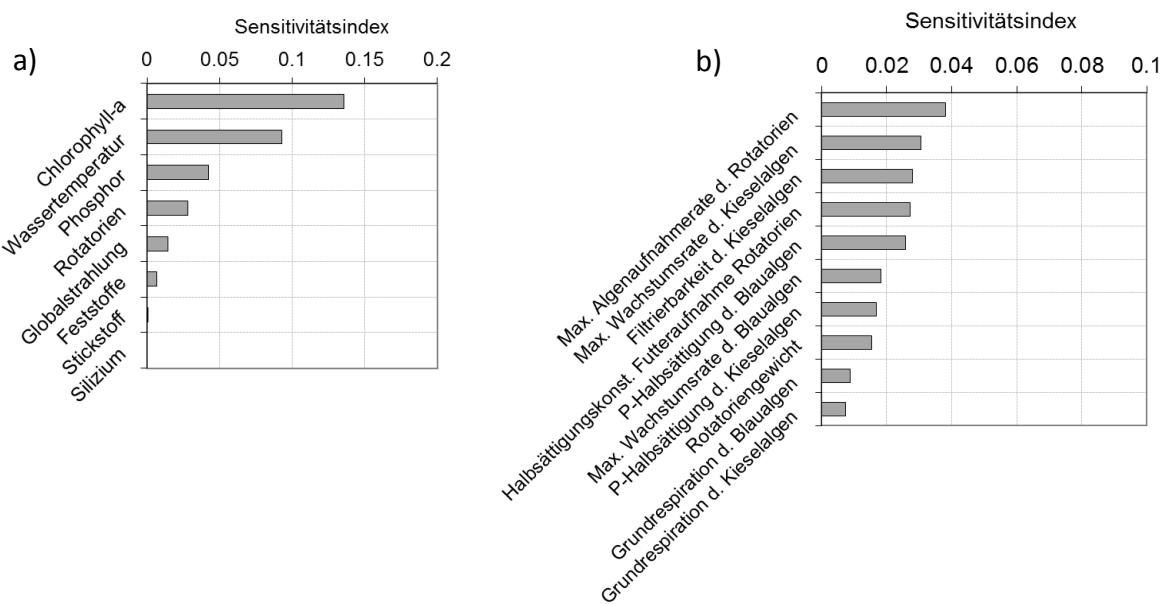


Abbildung 15 Sensitivität von Chlorophyll-a bezüglich der einflussreichsten Zustandsvariablen (a) und Modellparameter (b) für den hypothetisch oligotrophen Zustand der Berliner Stadtspree (Szenario „Oligotroph“)

Für den oligotrophen Gewässerzustand hat Stickstoff im Gegensatz zu Phosphor selbst bei einer 90 %igen Reduktion der Eingangskonzentrationen nur dann einen Effekt auf die simulierte Chla-Konzentration, wenn gleichzeitig die Phosphorkonzentration reduziert wird. Im Gegensatz dazu kann durch eine alleinige Reduktion der Phosphorkonzentrationen während der Wachstumsperiode von Mai bis September ein deutlicher Effekt auf die Chla-Konzentration und die Bruttowachstumsrate des Phytoplanktons erzielt werden (Abbildung 16).

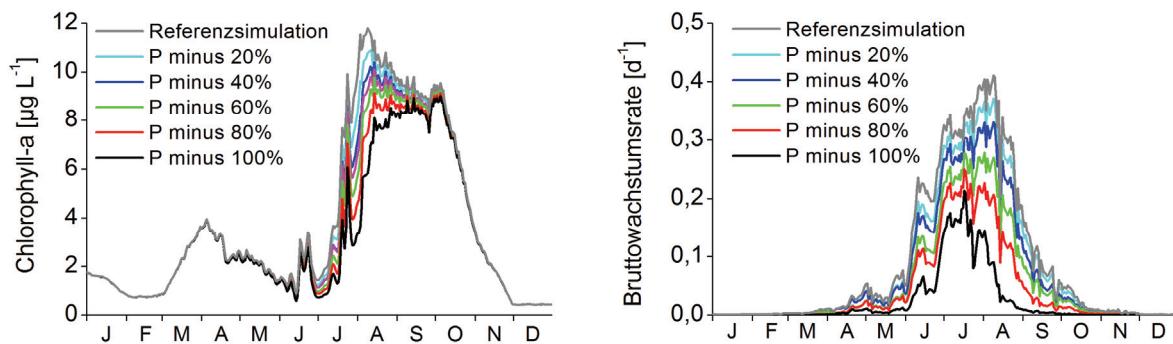


Abbildung 16 Für einen hypothetisch oligotrophen Zustand der Berliner Stadtspree simulierte Chlorophyll-a-Konzentration und Bruttowachstumsrate des Phytoplanktons bei unterschiedlichen P-Eingangskonzentrationen (Szenario „Oligotroph“).

Zwei Phänomene wurden im Rahmen der Sensitivitätsuntersuchungen für den oligotrophen Gewässerzustand beobachtet. Auch wenn das Phytoplanktonwachstum im Winterhalbjahr (Oktober bis April) im Modell durch Licht und Temperatur limitiert ist und Änderungen der Nährstoffkonzentration keine Wirkung auf die Chla-Konzentration haben, ist der Fraßdruck und die Sterberate nicht hoch genug, um die Chla-Konzentration auf dem modellierten Fließabschnitt vollständig absinken zu lassen. Zudem findet im Modell während der Wachstumsperiode von Mai bis September selbst bei einer TP-Konzentration von 0 mg L^{-1} am oberen Modellrand (P minus 100 %) noch ein Bruttowachstum von bis zu $0,2 \text{ d}^{-1}$ statt, da Nährstoffe durch Mineralisation von totem organischem Material wieder freigesetzt und durch das Phytoplankton aufgenommen werden.

b) Szenarien der Nährstoffreduktion

Auch an der Unteren Havel zeigen die Modellergebnisse eine zufriedenstellende Übereinstimmung mit den Messwerten (vgl. Tabelle 6). Anschließend wurden mit HYDRAX und QSim Szenarien in der aktuellen Modellkonfiguration für den Referenzzeitraum gerechnet. Die Ergebnisse bilden die jahreszeitliche Dynamik der meisten Zielgrößen gut ab (vgl. Abbildung 17). Gute Ergebnisse wurden für die Wassertemperatur, den gelösten Sauerstoff, Phosphat und Nitrat erzielt. An der tiefsten Untersuchungsstelle wurden die Jahresmaxima des Phosphats unterschätzt. Spitzen der Chlakonzentrationen im Herbst wurden teilweise überschätzt (2008 und 2009). Dies liegt wahrscheinlich an der Aktivität der Muscheln. Sie wurden in der Modellierung zunächst nicht berücksichtigt, da zu diesem Zeitpunkt noch keine Angaben zur Muscheldichte vorlagen, können aber, wie unten gezeigt wird, die Phytoplanktonbiomasse erheblich beeinflussen.

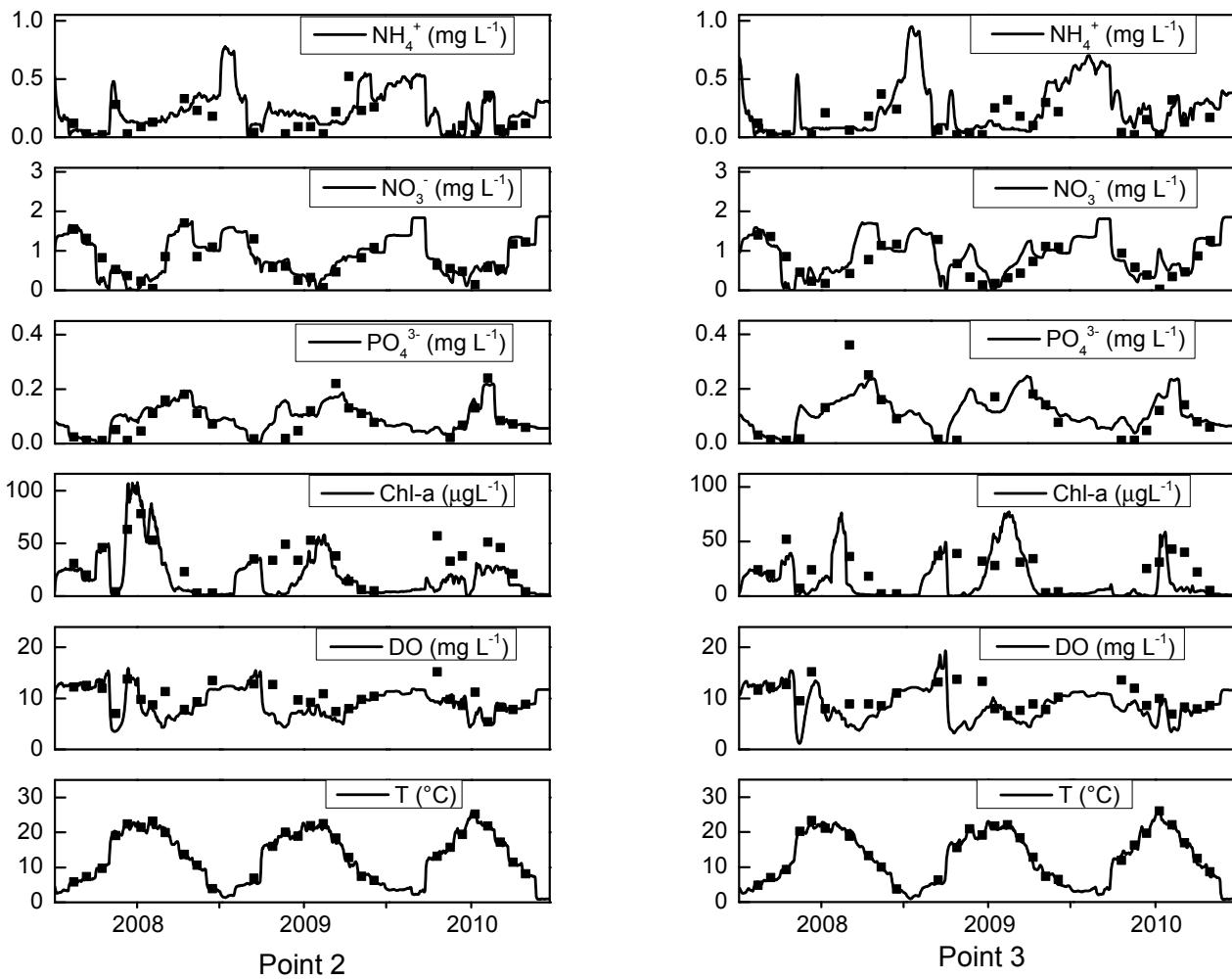


Abbildung 17 Ergebnisse der Gewässergütemodellierung für die Untere Havel. Die durchgezogene Linie zeigt die Simulationsergebnisse, Punkte die Messwerte. Links UHV-km 7,5 (point 2), rechts UHV-km 11,0 (point 3).

Tabelle 6 Abweichung der Modellergebnisse von den Messwerten aller Stationen, Jahr 2010 (RMSE = Wurzel aus dem mittleren quadratischen Fehler, MAE = durchschnittliche absolute Abweichung).

	NH ₄ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ -N (mg L ⁻¹)	PO ₄ -P (mg L ⁻¹)	Chla (µg L ⁻¹)	T (°C)	O ₂ (mg L ⁻¹)
RMSE	0.10	0.42	0.06	25.90	0.84	2.71
MAE	0.08	0.30	0.05	21.86	0.69	2.07

Anschließend wurden unterschiedliche Nährstoffreduktionsszenarien simuliert, um den Einfluss verringelter Nährstoffeinträge auf das Algenwachstum abzuschätzen. Abbildung 18 zeigt die Ergebnisse der drei Nährstoffszenarien: Referenzszenario, 50 %ige P-Reduktion, 50 %ige N-Reduktion (jeweils mit Reduktion der organischen Fracht) und 50 %ige Reduktion von N und P.

Die Reduktionsszenarien von P sowie N+P bewirkten im Modell eine erheblich geringere Phytoplanktonentwicklung als im modellierten Referenzzeitraum. Besonders deutlich ist dieser Effekt während der Frühjahrsalgenblüte. In bestimmten Zeiträumen zeigte sich jedoch im N+P-Szenario ein gegenteiliger Effekt. Im August 2006, Juli/August 2008, Juli/August 2009 und im Juli 2010 war die simulierte Chla-Konzentration in diesem Szenario höher als im Referenzszenario (Abbildung 18). In geringerem Maße gilt dies auch für das P-Reduktionsszenario im Zeitraum Juli/August 2008. Während der Phasen mit thermischer Schichtung und Anoxie über Grund wird P verstärkt aus dem Sediment zurückgelöst (siehe Kap. 2.1.3).

Wie Messungen mit Temperaturmessketten zeigten, korrespondieren die oben aufgeführten Zeiträume tatsächlich mit Temperaturschichtungsereignissen (ab 2008, für August 2006 liegen keine Temperaturdaten vor; vgl. Lindim et al. 2013). Die Phosphorrücklösung erfolgt durch Desorption von P aus dem Sediment. Der Phosphor im Sediment ist zum großen Teil an Eisen(III)oxid bzw. -hydroxid gebunden. Wird dieses reduziert, wird der Phosphor freigesetzt und diffundiert in die Wassersäule. Der Prozess wird also durch die Redoxverhältnisse kontrolliert (für Details siehe Kap. 2.1.3). In aeroben Sedimenten oxidieren Sauerstoff und Nitrat das Eisen(II) wieder, so dass dies zu Eisenhydroxid ausfällt und Phosphat sorbiert. Sauerstoff oder Nitrat hemmen bzw. vermindern also die interne P-Freisetzung. Schäuser et al. (2006) nennen 0,5 mg Nitrat-N als kritische Untergrenze für die P-Freisetzung in Berliner Gewässern. Daher wurde dieser Wert für die Parametrisierung des Modells genutzt.

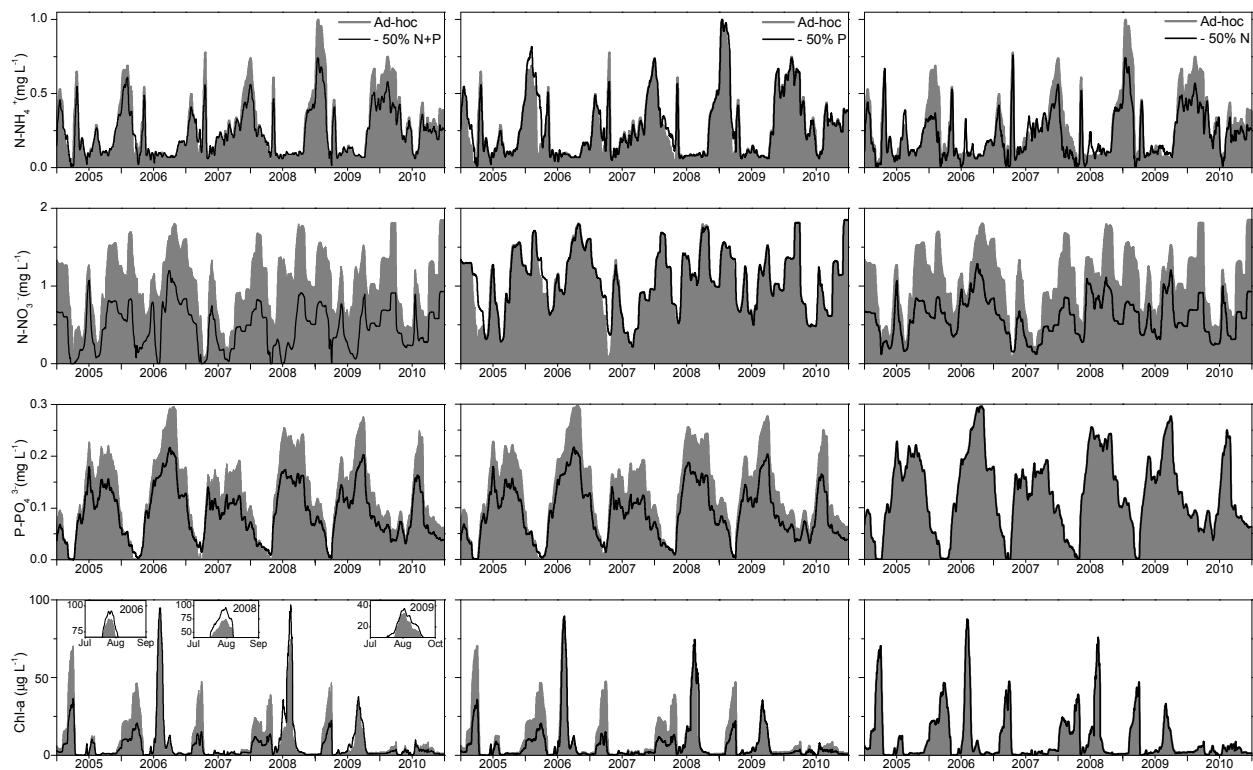


Abbildung 18 Referenzszenario und Nährstoffreduktionsszenarien für die Untere Havel, modellierte Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ und Chlorophyll-a an UHV-km 11,0. Graue Füllung: Referenzszenario, schwarze Linie: 50 % Reduktionsszenarien für N+P (links), P (mitte) und N (rechts).

Bei der Mineralisation von organischem Material im Sediment werden Sauerstoff und Nitrat verbraucht und bei voller Durchmischung immer wieder aus der Wassersäule angeliefert. Die sommerli-

che Temperaturschichtung verhindert diese Nachlieferung von Sauerstoff und Nitrat in die Sediment-Wasser Grenzschicht. Die Elektronenakzeptoren werden dann im Sediment verbraucht und nicht erneuert. Bei Unterschreitung der kritischen Schwellenwerte wird daher P im Modell aus dem Sediment freigesetzt und damit, je nach vorhandener P-Konzentration, die Phytoplanktonproduktion gefördert (vgl. Abbildung 18). Aus Abbildung 18 wird auch ersichtlich, dass die Chla-Konzentrationen während der o.g. Episoden im Szenario mit N+P Reduktion höher ist als im Szenario mit P-Reduktion allein. Das Szenario mit N+P Reduktion führt zu einer geringeren Nitratkonzentration im Tiefenwasser und daher eher zur Phosphorrücklösung. Diese Simulationsergebnisse stützen damit die Vermutung, dass verringerte Stickstoffeinträge zu Zeiten thermischer Schichtung die Trophie der Unteren Havel erhöhen könnten.

c) Potenzieller Einfluss der Muscheln auf die Phytoplanktodynamik

Die simulierten maximalen Ingestionsraten der Muscheln steigen im Frühjahr mit dem Anstieg der Wassertemperaturen und Phytoplanktendichten stark an. Der Einbruch der Ingestionsraten im Mai und Juni ist mit dem Rückgang der Algenbiomasse verbunden, bevor es im Sommer zu einem weiteren Maximum der Ingestionsraten kommt (Abbildung 19). Der Effekt der Muscheln auf die Chla-Konzentration ist im Frühsommer (während der Klarwasserphase) und im Sommer besonders stark. Der simulierte Rückgang des Chla durch die Muscheln betrug verglichen mit der Referenz 39 % im Mittel und maximal 84 % im Juni, während im Winter die ohnehin schon geringe Phytoplanktonbiomasse nur geringfügig reduziert wurde.

Durch ihre Aktivität tragen die Muscheln auch zum Nährstoffumsatz bei. Da sie gelöste Nährstoffe mit ihren Fäces und Pseudofäces ausscheiden (vgl. Schöl et al. 2002), kann die DIP-Konzentration um bis zu 20 % ansteigen (Jahresdurchschnitt 5 %). Insbesondere der Stickstoffumsatz wird durch die Muschelaktivität forciert und führt fast während des gesamten Jahres zu höheren Ammoniumkonzentrationen (Abbildung 20). Die Muscheln beeinflussen folglich durch ihre Filtrieraktivität direkt die Phytoplanktonkonzentration und durch den schnelleren Nährstoffumsatz indirekt die Konzentration der gelösten Nährstoffe.

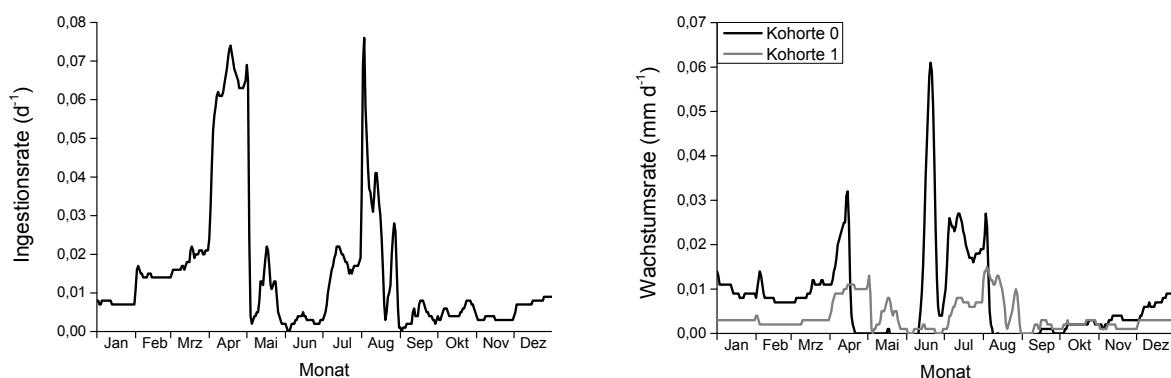


Abbildung 19 Wachstumsrate der Dreikantmuscheln in der Unteren Havel sowie simulierte Ingestionsrate bezogen auf die Phytoplanktonbiomasse.

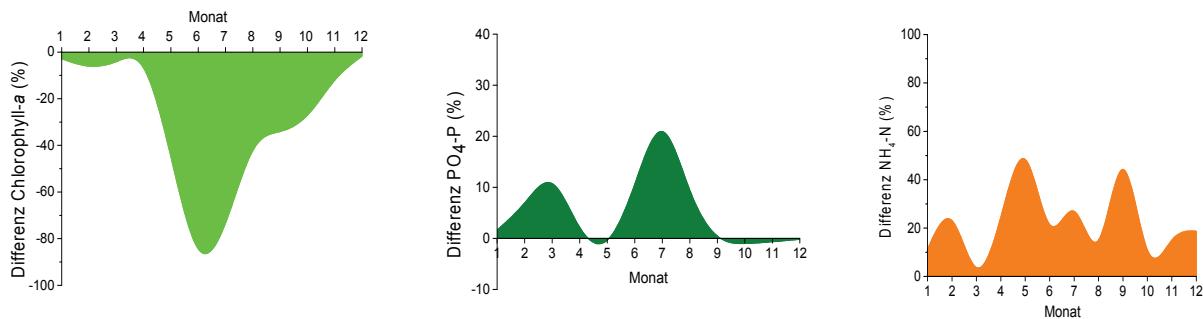


Abbildung 20 Auswirkungen der Filtrationsaktivität der Dreikantmuscheln auf die Phytoplanktonbiomasse, die DIP-Konzentration und die Ammoniumkonzentration in der Unteren Havel. Dargestellt sind die Differenzen zwischen den simulierten Konzentrationen mit und ohne Muschelaktivität als Mittelwerte für die gesamte Kladower Seenstrecke.

Schlussfolgerungen

Das prozessbasierte, numerische Modell QSim wurde für den Berliner Abschnitt der Unteren Havel aufgebaut und genutzt, um die Algen- und Nährstoffdynamik unter verschiedenen externen Eintrags-szenarien zu simulieren. Gleichzeitig wurde es an einem Abschnitt der Stadtspree einer Sensitivitätsanalyse unterzogen.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zeigen, dass das Phytoplanktonwachstum in der Berliner Stadtspree derzeit nicht durch Nährstoffe, sondern vorwiegend durch Licht limitiert ist. Dennoch kann Phosphor bei einem entsprechend niedrigen Nährstoff- und Phytoplankton-Grundniveau zur steuernden Größe werden. Die Szenarienanalyse an der Unteren Havel deutet an, dass verringerte Nitratkonzentrationen hier zu einer verstärkten P-Rücklösung aus dem Sediment führen können. Dies gilt allerdings nur für Zeiten thermischer Schichtung, in denen sich ein sedimentnahes Defizit an Sauerstoff und Nitrat als Oxidationsmittel herausbildet. Hingegen bewirkt eine deutliche P-Reduktion unter den Modellbedingungen im Simulationszeitraum 2005 - 2010 eine Verringerung der Phytoplanktonkonzentration. Zusätzlich beeinflusst die Filtration durch Muscheln den Nährstoffhaushalt und die Phytoplanktonentwicklung, besonders in den Sommermonaten.

Damit bestätigt das Modell die Hypothese, dass auch in urbanen, stark nährstoffbelasteten Gewässern eine Nährstofflimitation durch Verringerung der Phosphoreinträge erreicht werden kann. Hingegen zeigte eine Stickstoffreduktion allein keine positive Wirkung. Obwohl aus der Arbeit noch keine konkrete Grenzkonzentration abgeleitet werden kann, bedeutet das Ergebnis für die Praxis, dass bei entsprechenden Gewässern eine bedeutende Nährstoffreduktion notwendig ist, um einen positiven Effekt auf die Gewässergüte zu erreichen.

Danksagung

Herzlichen Dank an Dagmar Steubing und Annette Becker (BfG) für tatkräftige Unterstützung bei der Freilandarbeit und für die Erhebung von Tiefenprofilen der Wassertemperatur. Das Wasser- und Schiffahrtsamt Berlin, Außenbezirk Spandau, stellte einen Bootsliegeplatz und ein zusätzliches Boot zur Verfügung und half beim Ausbringen von Messgeräten. Insbesondere unserem Ansprechpartner Herrn Mathias Hinrichsen sei dafür herzlich gedankt. Frau Antje Köhler von der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz danken wir für die sehr gute Zusammenarbeit und für Monitoringdaten der Gewässergüte, die zur Modellerstellung und -validierung genutzt wurden.

Literatur

- DiToro, D.M. (2001): Sediment Flux Modelling. Wiley-Interscience, New York.
- Kirchesch, V. & Schöl, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSim - Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktodynamik von Fließgewässern. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 43: 302-309.
- Kneis, D., Knösche, R. & Bronstert, A. (2006): Analysis and simulation of nutrient retention and management for a lowland river-lake system. Hydrology and Earth System Sciences, 10: 575-588.
- Lindim, C., Becker, A., & Fischer, H. (2012): Multi-modelling approach for assessment of water quality in the Lower Havel, Germany. In: Seppelt, R., Voinov, A. A., Langes, S. & Bankamp, D. (Hrsg.) Managing resources of a limited planet. Proceedings of the 2012 International Congress on Environmental Modelling and Software. <http://www.iemss.org/society/index.php/iemss-2012-proceedings>.
- Nash, J. E. & Sutcliffe, J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual models - Part 1 - A discussion of principals. Journal of Hydrology, 10: 282-290.
- OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung). Bundesministerium der Justiz, Stand 20.07.2011.
- Schauser, I., Chorus, I. & Lewandowski, J. (2006): Effects of nitrate on phosphorus release: comparison of two Berlin lakes. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, 34: 325-332.
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T., Schöll, F., Borcherding, J. & Müller, D. (2002): Modelling the chlorophyll a content of the River Rhine - Interrelation between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. International Review of Hydrobiology, 87: 295-317.
- Uldack, M., Riechel, M., Heinzmann, B., Pawlowsky-Reusing, E. & Matzinger, A. (2013): Demonstration of a planning instrument for integrated and impact based CSO control under climate change conditions in Berlin. Bericht für das 7. EU Forschungsrahmenprogramm, Projekt "Prepared", <http://www.prepared-fp7.eu/viewer/file.aspx?fileinfoID=310>.

MODUL 4 SOZIOÖKONOMISCHE ANALYSEN

Jürgen Meyerhoff, Andreas Horbat (TUB)

Marisa Matranga (IGB)

Daniel Mutz, Christian Remy, Pascale Rouault (KWB)

Markus Venohr (IGB)

Ziel der Analysen in diesem Abschnitt ist es, eine Antwort auf die Frage geben zu können, ob die Reduktion von Stickstoff wirtschaftlich vertretbar ist. Um diese Frage beantworten zu können, wurden im Laufe des Projektes zunächst verschiedene Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoff identifiziert und in einem Katalog zusammengeführt. Ausgehend von der Kosteneffizienz dieser Maßnahmen wurden dann Maßnahmenpakete zusammengestellt. Für diese Pakete wurden mit MONERIS, einem Modell zur Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus Punktquellen und diffusen Quellen, für die Untere Havel Szenarien gerechnet. Sie sollten zeigen, in welchem Umfang die Maßnahmen zu einer Reduktion der Nährstoffeinträge führen und damit die Erreichung eines gegebenen Zielwertes für den guten ökologischen Zustand in der Unteren Havel ermöglichen. Dieser Zielwert wurde in Modul 1 von NITROLIMIT ermittelt. Parallel wurde für ausgewählte Reinigungsverfahren auf Kläranlagen eine Lebenszyklusanalyse (Ökobilanz) durchgeführt, um zusätzliche Umweltfolgen wie einen erhöhten Energie- und Ressourcenverbrauch der Reinigungsverfahren abzubilden.

Um den Kosten im nächsten Schritt die ökonomischen Nutzen gegenüberstellen zu können, wurde in der Untersuchungsregion Berlin-Brandenburg eine Bevölkerungsumfrage durchgeführt. Im Rahmen der Umfrage wurde den befragten Personen unter anderem ein Choice Experiment vorgelegt. Es diente dazu, die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für eine Verbesserung der Gewässerqualität in verschiedenen Flussabschnitten von Spree, Havel, und Dahme zu ermitteln. In einer Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) wurden beide Größen, die Kosten der kosteneffizienten Maßnahmenbündel sowie die Zahlungsbereitschaft als Ausdruck der Nutzen aus einer Qualitätsverbesserung, einander gegenübergestellt. Die Ergebnisse zeigen, in welchen Fällen eine Durchführung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität in der Unteren Havel aus volkswirtschaftlicher Sicht sinnvoll ist. Mit der Durchführung sowohl einer Lebenszyklusanalyse als auch einer KNA wird den Entscheidungsträgern eine breitere Palette entscheidungsvorbereitender Informationen zur Verfügung gestellt, die auch Auswirkungen mit einschließt, deren ökonomische Bewertung schwieriger ist. Die wesentlichen Ergebnisse der genannten Schritte werden im Folgenden dargestellt.

4.1 Reduktion der Stickstoffeinträge im EZG der unteren Havel: Kosten- und Wirksamkeitsabschätzung

4.1.1 Maßnahmenkatalog

Der Katalog gibt einen Überblick über die derzeit existierenden Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoff- und Phosphoreinträge in Oberflächengewässer in den Bereichen Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft. Zu jeder Maßnahme sind Informationen zu Kosten, Wirksamkeit, Akzeptanz, Fördermöglichkeiten und weiteren Aspekten zur Umsetzbarkeit angegeben. In der Datenbank wurden bereits publizierte Maßnahmen (z.B. Osterburg, 2007; Holsten, 2012) sowie im Rahmen dieses Projektes veröffentlichte Forschungsergebnisse (siehe Diskussionspapier Band 2) integriert. Bei Phosphor kann die Eintragsreduktion über die landwirtschaftlichen Maßnahmen zurzeit nicht abgebildet werden, da zur Wirksamkeit der Agrarumweltmaßnahmen auf das P-Saldo derzeit keine belastbaren, allgemeinen Daten vorliegen. Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoff- und Phosphoreinträge im Bereich Fischerei, Schifffahrt und Tourismus konnten bisher aufgrund fehlender Informatio-

nen zur Wirksamkeit nicht erfasst werden. Die Möglichkeit der Maßnahmeneingabe (nur für autorisierte Nutzer) als auch die Suche nach gezielten Maßnahmen wird über eine einfache und übersichtliche Bedienoberfläche mit selektiven Suchfunktionen (Maßnahmenkategorien, Maßnahmenthemen, Effekte auf N und P und Emissionseintragspfade) effektiv erleichtert. Für jede Maßnahme kann ein Report generiert werden. Die zentrale Datenbank wird am IGB verwaltet und ist über die Nitrolimit Webseite (www.nitrolimit.de) erhältlich.

4.1.2 Wirkung und Kosten von Maßnahmen im Einzugsgebiet der Unteren Havel

Für eine Verbesserung der Gewässerqualität in der Unteren Havel wurden Maßnahmen aus den urbanen und landwirtschaftlichen Bereichen berücksichtigt. Dabei wurden die Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirkung und Kosten analysiert. Ziel einer Kosten-Wirksamkeits-Analyse ist diejenige Maßnahme zu identifizieren, bei der die Nachteile im Vergleich zu den anderen Maßnahmen am geringsten ausfallen. Bei gegebener Wirksamkeit (reduzierte N-Menge) wird diejenige Maßnahme am effizientesten angesehen, welche die geringsten Kosten verursacht (siehe Hanjürgens et al. 2012).

Klärwerksmaßnahmen

Klärwerke entfernen je nach ihrer Technologie bereits weitgehend die Nährstoffe Phosphor (P) und Stickstoff (N) aus dem Abwasser. Dabei werden in größeren Kläranlagen (ab 5.000 Einwohnergleichwerte) aufgrund des erhöhten Ausbaugrades im Mittel niedrigere N und P Ablaufkonzentrationen erreicht (siehe Abbildung 1) so dass die größeren Klärwerke bereits über 90 % des Phosphors und über 80 % des Stickstoffs entfernen können. Dennoch lassen sich auch diese Einträge über weitere Reinigungsstufen verringern.

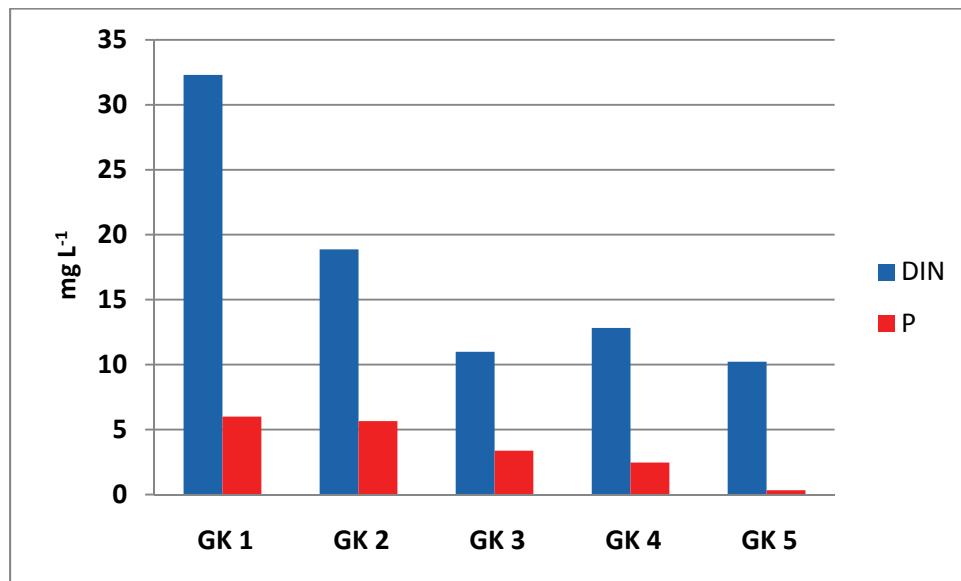


Abbildung 1 DIN ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) und Gesamtphosphor (P)-Ablaufkonzentrationen (mg L^{-1}) von Kläranlagen nach Größenklasse (GK) im Einzugsgebiet der Unteren Havel (FDZ, 2007 und LUGV 2009)

Im Einzugsgebiet der Unteren Havel wurden die Kläranlagen der Größenklasse GK 3 bis GK 5 betrachtet, da diese für 97 % der N und 90 % der P-Einträge (siehe Abbildung 2) verantwortlich sind. Für diese wurden Optimierungsmaßnahmen der bestehenden Infrastruktur (d.h. keine baulichen Veränderungen, sondern nur kleinere Investitionen in Belüftungsaggregate oder Steuerungstechnik) sowie

Ausbaumaßnahmen (Bau von Klärbecken oder nachgeschalteten Filtrationsanlagen), die deutlich aufwändiger und kostenintensiver sind, betrachtet. Die Wirkung der Maßnahmen bezogen auf die erreichbare Minderung der Ablaufkonzentration (in mg L⁻¹) und anfallenden Kosten sind in Tabelle 1 aufgeführt. Wenn bestehende Klärwerke im Untersuchungsgebiet schon gleiche oder bessere Reinigungsleistung haben, besteht für diese Anlagen im Modell kein Verbesserungspotential mit der jeweiligen Maßnahme. Unsere Untersuchung zeigt, dass im Einzugsgebiet der Unteren Havel theoretisch durch optimierende Maßnahmen an Kläranlagen GK 3-5 15 % der N- bzw. 49 % der P-Einträge reduziert werden könnten. Zusätzlich kann ein erweiterter Ausbau der Kläranlagen im Vergleich zum Status quo zu 30 % niedrigeren N- bzw. 74 % niedrigeren P-Einträgen in die Gewässer führen.

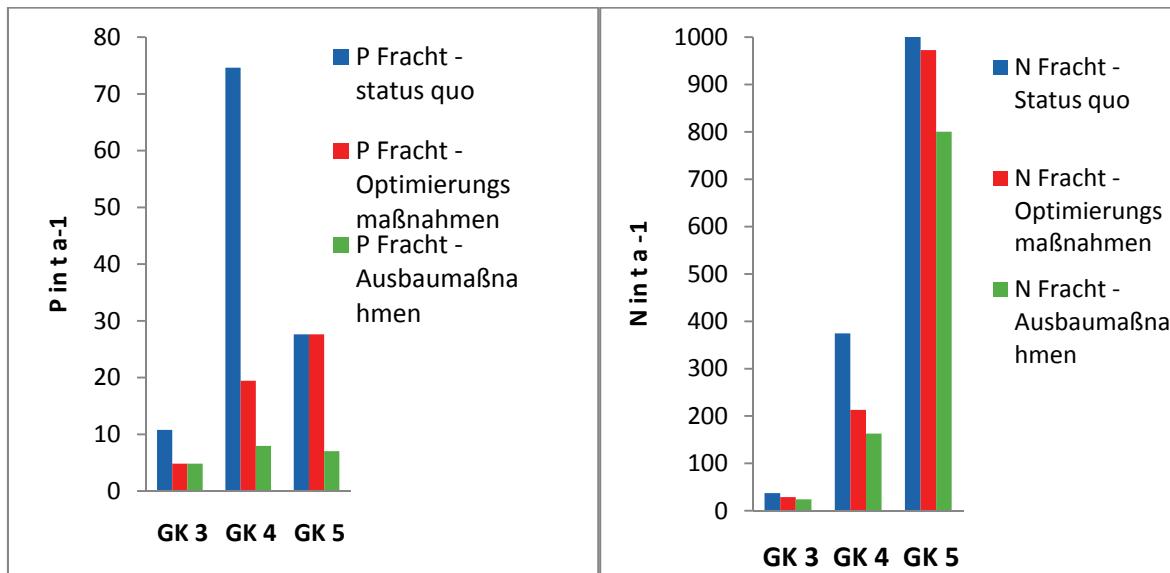


Abbildung 2 Vergleich der P- und N Ablauffrachten (t a⁻¹) von Kläranlagen im Einzugsgebiet der Unteren Havel nach Größenklasse (GK) in 2009 (Status quo) (FDZ, 2007 und LUGV 2009) und nach Durchführung von Optimierungs- und Ausbaumaßnahmen

Maßnahmen im Kanalnetz

Im urbanen Raum unterscheidet man zwischen Maßnahmen in der Misch- und Trennkanalisation. Im Mischkanalisationsbereich gelangen Abwasser und Regenwasser zusammen zur Reinigung in die Kläranlagen. Im Falle eines Starkregenereignisses reicht das Volumen der Mischkanalisation oft nicht aus und es kommt zum Überlaufereignis, wodurch das überschüssige Mischwasser direkt in die Gewässer gelangt. Um die daraus resultierenden Nährstoffeinträge zu vermindern, bieten sich z.B. Regenüberlaufbecken an, die die sogenannten Überläufe zwischenspeichern, um sie dann zeitlich verzögert zur Reinigung in die Kläranlagen fließen zu lassen. Im Berliner Mischkanalisationsbereich wurden im Jahr 2009 75 t Stickstoff und 15 t Phosphor über Überlaufereignisse in die Spree und Havel eingetragen. Dieser Anteil soll durch den Ausbau der Regenüberlaufbecken bis 2020 um ca. 40 % vermindert werden (mündliche Mitteilung, Berliner Wasserbetriebe). In Gebieten mit Trennkanalisation, bei denen Abwasser und Regenwasser getrennt erfasst werden, wird das Regenwasser zum größten Teil direkt in die Gewässer abgeleitet. Im Regenwasserabfluss aus versiegelten urbanen Flächen ist eine erhöhte N und P Nährstoffkonzentration z.B. durch Abschwemmung von abgelagerten Stoffen auf Dächern und Straßen vorhanden. Hier kann durch eine Reinigung des Oberflächenabflusses z.B. in einem Regenklärbecken (RKB), ggf. mit nachgeschaltetem Retentionsbodenfilter (RBF), ein Teil der Nährstoffeinträge zurückgehalten werden. Bei Phosphor, der meist partikulär gebunden ist, ist die Wirkung dieser Maßnahmen relativ hoch, während der vorwiegend gelöst vorliegende Stickstoff mit diesen Maßnahmen nur teilweise durch biologische Umsetzungsprozesse entfernt werden

kann (siehe Tabelle 2). In Berliner Raum sind 3,5 % der Trennkanalisation an RKB oder RBF angeschlossen (mündliche Mitteilung, Berliner Wasserbetriebe), während für die anderen Bundesländer im Einzugsgebiet der Unteren Havel dieser Anteil unter einem Prozent liegt.

Tabelle 1 Neue N und P Ablaufkonzentrationen (in mg L⁻¹) und die Jahreskosten (Investitions- und Betriebskosten in Euro pro kg reduziertem Nährstoff) nach Umsetzung der Maßnahmen

Stickstoff	Wirkung [mgL ⁻¹ N _{anorg} im Ablauf Kläranlage im Jahresmittel]			Jahreskosten [€ kg ⁻¹ N _{reduziert}]		
	GK 3	GK 4	GK 5	GK 3	GK 4	GK 5
Optimierung der Stickstoffentfernung	17	12	12	4 (3-5)	3 (2,5-3,5)	2,5 (2-3)
Ausbau der Klärwerke	12	8	8	26,5 (25-28)	13,5 (12-15)	11 (10-12)
Phosphor	Wirkung [mgL ⁻¹ P im Ablauf Kläranlage im Jahresmittel]			Jahreskosten [€ kg ⁻¹ P _{reduziert}]		
	GK 3	GK 4	GK 5	GK 3	GK 4	GK 5
Optimierung im Bestand	2	0,8	-	20 (10 - 30)	20 (10-100)	-
Ausbau der Klärwerke	-	0,3	0,1	-	90(80 - 100)	180 (160 - 200)

* GK3: 5,000-10,000 Einwohnerwerte (EW), GK4: 10,000-100,000 EW, GK5: > 100,000 EW

Details: siehe NITROLIMIT Band 2 „Maßnahmenkatalog“

Tabelle 2 Wirkung von Maßnahmen in der Regenwasserkanalisation auf die N und P Fracht

	Wirkung	Jahreskosten
Regenklärbecken (RKB)	Entfernung von 22 % der N-Fracht bzw. 33 % der P-Fracht	6.000 € ha ⁻¹ a ⁻¹ an angeschlossener versiegelter Fläche
Retentionsbodenfilter (RBF) mit vorgesetztem Regenklärbecken	Entfernung von 42 % der N-Fracht bzw. 74 % der P-Fracht Verringerung des Abflusses durch Verdunstung (10 %)	11.000 € ha ⁻¹ a ⁻¹ an angeschlossener versiegelter Fläche

Details: siehe NITROLIMIT Band 2 „Maßnahmenkatalog“

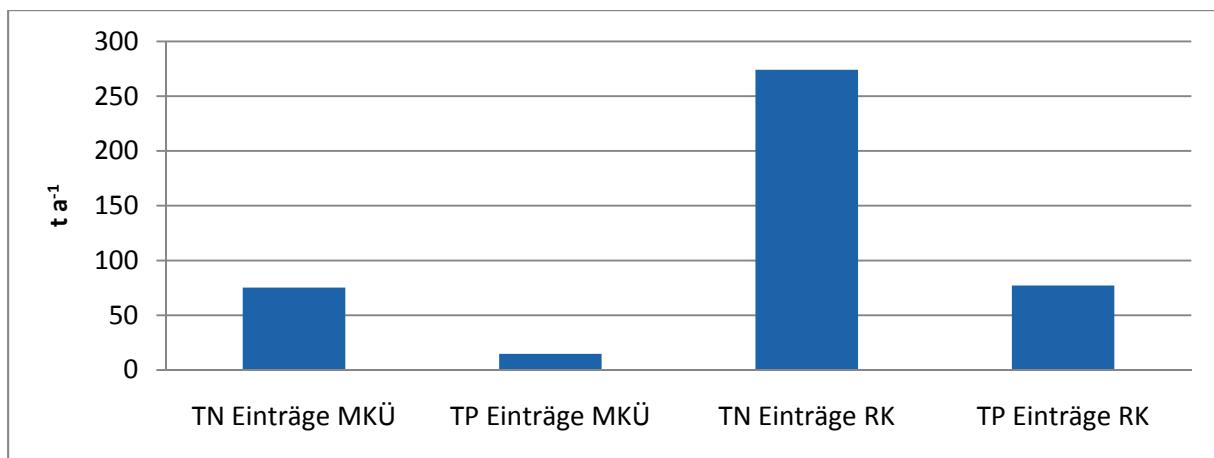


Abbildung 3 N und P Einträge über die Mischkanalisationüberläufe (MKÜ) bzw. der Regenkanalisation (RK) im Einzugsgebiet der Unteren Havel im Jahr 2009 aus MONERIS

Landwirtschaftliche Maßnahmen

Hier wurden Maßnahmen ausgewählt, die über die Einhaltung der guten fachlichen Praxis hinausgehen und einen deutlichen Beitrag zur Eintragsreduzierung leisten. Dazu gehören unter anderem vom Bundesland, der Europäischen Union und der Bundesrepublik Deutschland kofinanzierte Agrarumweltprogramme. Die darüber angebotenen Maßnahmen können freiwillig von den Landwirten durchgeführt werden. Sie verpflichten sich damit, die mit den Maßnahmen verbundenen Auflagen über fünf Jahre einzuhalten. Über Zuwendungsbeträge werden zusätzliche Kosten und Einkommensverluste ausgeglichen. Die für die Berechnung der Kosten angegebenen Einflussgrößen (siehe Tabelle 3) orientieren sich an den vom Land Berlin und Brandenburg ausgezahlten Prämien für die Teilnahme an den Agrarumweltmaßnahmen (KULAP 2007, Stand: Januar 2013) und folgen damit dem Grundgedanken, dass ein Landwirt nur dann eine Maßnahme durchführen wird, wenn die dafür gezahlten Prämien seine Kosten decken. Neben diesen über das Programm KULAP 2007 geförderten Maßnahmen wurden Dränenteiche aufgrund der positiven Wirkung auf die Gewässergüte bei den Berechnungen der Szenarien mit berücksichtigt. Die Prämienkalkulation für den Entwicklungsplan des ländlichen Raumes für die Jahre 2007-2013 erfolgte über die Differenz der lohnkostenfreien Deckungsbeiträge zwischen dem Verfahren mit maßnahmenbedingten Auflagen und einem Basisverfahren. Das Basisverfahren entspricht den Landbaustandards der guten fachlichen Praxis bei mittleren Standortbedingungen der Region (siehe Entwicklungsplan für den ländlichen Raum des Landes Brandenburgs und Berlins 2007-2013; Anlage 17.3). Wenn keine Erträge betroffen sind, erfolgte die Berechnung über die Differenz der veränderlichen Kosten. Der in der EU-Richtlinie vorgesehene Ausgleich für Transaktionskosten wurde in Berlin und Brandenburg nicht berücksichtigt. Die Berechnung der Kosten von Dränenteichen erfolgte nach DWA 2012.

Die Wirksamkeit der Agrarumweltmaßnahmen bezieht sich auf die Reduzierung des N-Saldos (siehe Tabelle 3) auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen. Für drainierte Flächen beziehen sich die Angaben auf die Teichfläche. Dabei wird angenommen, dass $150m^2$ Teichfläche pro Hektar vorgelagerte drainierte Fläche ausreichen um die direkten N-Einträge zu verhindern. Das N-Saldo bildet das Ergebnis der N-Bilanz aus Nährstoff-Zufuhr (z.B. Mineraldünger) und Nährstoff-Abfuhr (z.B. Ernteentzug). Die Angaben zur Wirksamkeit basieren für Maßnahmen aus dem Programm KULAP 2007 auf den mittleren Reduktionspotentialen nach Osterburg et al. (2007). Nach Absprache mit dem LUGV Brandenburg sind diese Reduktionspotentiale um 50 Prozent verringert worden, da die N-

Ausgangssalden in Brandenburg im Vergleich zu den anderen Bundesländern bereits relativ niedrig sind und nur geringere Reduktionspotentiale zulassen. Da keine Daten zur Langzeitwirkung der Agrarumweltmaßnahmen vorliegen, wird das aktuelle N-Saldo Reduktionspotential der jeweiligen Maßnahmen für die Berechnung der zukünftigen Entwicklungsszenarien mittels MONERIS verwendet. In MONERIS gehen die N-Salden, nach Berücksichtigung der geohydrologisch bedingten Retentionsprozesse und Retentionszeiten im Boden, in die Berechnung der Einträge in die Gewässer über das Grundwasser und den Zwischenabfluss ein. Dies führt dazu, dass es zu einer Verzögerung zwischen Maßnahmenumsatz und Maßnahmenwirkung in den Gewässern kommt.

Tabelle 3 Kosten und Wirkungen von Agrarumweltmaßnahmen

Maßnahme	Methode	Einflussgrößen	Kosten (€ ha ⁻¹ a ⁻¹)	Reduktion N-Saldo (kg _{red} N ha ⁻¹ a ⁻¹)
Anbau von Zwischenfrüchten und/oder Untersaaten	Kosten-Vergleich	<ul style="list-style-type: none"> - Saatgutkosten - Variable Maschinenkosten 	75 (45)	10
Extensive Bewirtschaftung des gesamten Dauergrünlandes	Leistungs-Kosten-Vergleich, Deckungsbeitragsdifferenz der Grünlandnutzung durch Milchvieh mit 2,0 RGV ha ⁻¹ Grünland zu einem mit 1,4 RGV ha ⁻¹	<ul style="list-style-type: none"> - Deckungsbeitrag der Tierhaltung - Verkaufserlös der Referenzmengen - Düngerkosten - Variable Maschinenkosten 	120	15
Extensive Bewirtschaftung ausgewählter Grünlandflächen	Leistungs-Kosten-Vergleich, Deckungsbeitragsdifferenz von der mechanischen Mindestpflege zur Lebensraumtypgerechten Nutzung	<ul style="list-style-type: none"> - Nährstofferträge und -gehalte - Düngerkosten - Variable Maschinenkosten 	130	15
Förderung Ökologischer Anbauverfahren	Leistungs-Kosten-Vergleich, Deckungsbeitragsdifferenz der Mutterkuhhaltung abzüglich der Kosten für das Mulchen als Basisverfahren bzw. Differenz von Fruchtfolgen des ÖLB zum konventionellen Anbau	<ul style="list-style-type: none"> - Variable Marktleistung - Saatgut - Düngermittel - Pflanzenschutzmittel - Variable Maschinenkosten 	134,80 (Acker) 139,60 (Grünland)	30
Freiwilliger Gewässerschutz	Kosten-Vergleich, Differenz zwischen Fruchtfolge mit praxisüblicher Düngung zu Verfahren mit verringerten Zielerträgen, stabilisierten Düngeformen und zusätzlich geteilten Mineraldüngerabgaben	<ul style="list-style-type: none"> - Erlösminderung - Mehraufwand stabilisierter Dünger sowie Arbeitserledigung - Zusätzlicher Untersuchungsaufwand - Aufwand Schlagkarteiführung 	65	Abhängig vom N-Saldo im Analysegebiet: <ul style="list-style-type: none"> - N-Saldo ist >45 kg ha⁻¹ → 30 kg ha⁻¹ - N-Saldo ist <45 kg ha⁻¹ → 20 kg ha⁻¹
Dränteiche	Vergleich der Abschreibungs- und Betriebskosten dreier Pilotanlagen	<ul style="list-style-type: none"> - Investitionskosten (Baukosten) - Unterhaltungskosten (Mahd- und Sedimententnahme) - Flächenkosten 	19,50 - 78	Abhängig von der Größe des Teiches

Quelle: Eigene Darstellung nach Entwicklungsplan für den ländlichen Raum Brandenburgs und Berlins 2007-2013

4.1.3 Ökobilanz für weitergehende Maßnahmen auf Großkläranlagen

Hintergrund und Ziele

Eine weitergehende N-Entfernung auf Großkläranlagen erfordert im Regelfall einen zusätzlichen Energie- und Ressourcenverbrauch für Strom, Baustoffe und Chemikalien. Daher stellt sich die Frage, inwieweit der ökologische Nutzen der N-Frachtreduktion zu negativen ökologischen Auswirkungen durch diesen erhöhten Energie- und Ressourcenverbrauch führt. Hierzu wurde mit Hilfe einer Ökobilanz eine ganzheitliche Betrachtung der potentiellen Umweltauswirkungen von ausgewählten Maßnahmen zur weitergehenden Stickstoffentfernung auf Großkläranlagen durchgeführt. Auf Basis dieser Ökobilanz können Entscheidungsträger in einer zukünftigen Maßnahmenplanung diese ganzheitlichen Umweltauswirkungen bei ihrer Entscheidung berücksichtigen.

Ziel der Studie ist es, ausgewählte Maßnahmen zur weitergehenden Stickstoffentfernung auf Großkläranlagen (> 100 000 EW) mittels einer Ökobilanz hinsichtlich ihrer potentiellen Umweltauswirkungen in einer ganzheitlichen Betrachtung zu analysieren und zu vergleichen.

Material und Methoden

Es werden ausgewählte Verfahren zur weitergehenden N-Reduktion in einer holistischen Betrachtungsweise „von der Wiege bis zur Bahre“ miteinander verglichen. Die vorliegende Ökobilanz wird in Anlehnung an DIN EN ISO 14040/14044 (ISO 2006; ISO 2009) durchgeführt. Dabei werden neben den direkten Umwelteffekten aus dem Kläranlagenablauf (= Klarlauf) auch die indirekten Effekte resultierend aus Infrastruktur und Verbrauch an Energie und Chemikalien in der Abwasser- und Schlammbehandlung erfasst und bewertet.

Funktion und funktionelle Einheit

Die Funktion der abgebildeten Großkläranlage ist die Reinigung des an kommenden kommunalen Abwassers bis zu einer ausreichenden Abwasserqualität nach bestehender Abwasserverordnung (AbwV 2013). Dabei werden die organische Schmutzfracht (gemessen als Chemischer Sauerstoffbedarf, CSB) sowie die Nährstoffe Phosphor (P) und Stickstoff (N) entfernt. Die Funktion der zu vergleichenden weitergehenden N-Eliminierungsverfahren ist eine weitere Reduktion der Stickstofffracht im Ablauf des Klärwerks durch Umbaumaßnahmen.

Der quantitative Bezug der Umweltauswirkungen für jedes Szenario wird über die funktionelle Einheit (fE) „Behandlung des Abwassers eines Einwohners pro Jahr, bezogen auf die Stickstofffracht im Zulauf [$EW_N \cdot a$]⁻¹“ als Berechnungsbasis hergestellt. Der EW_N ist definiert als tägliche N-Fracht einer Person mit 11 g N ($EW \cdot d$)⁻¹ (ATV 2000). Die an kommende Stickstofffracht der hier abgebildeten Kläranlage entspricht etwa 1,41 Mio. EW_N . Ausgewählte Umweltindikatoren sind außerdem auf Basis der entfernten N-Fracht dargestellt, um einen direkten Leistungsvergleich der Verfahren pro kg zusätzlich entferntem N zu ermöglichen. Hierbei wird die fE als „die zusätzlich eliminierte Stickstofffracht [$kg N_{elim}$]⁻¹“ definiert.

Referenzzustand

Als Grundlage des Vergleichs (= Referenzzustand) dient das Modell einer generischen Großkläranlage mit 1,41 Mio. EW_N . Die Abwasserreinigung besteht hier aus einer mechanischen Stufe (Rechen, Sandfang, Vorklärung) und einer biologischen Stufe mit biologischer P-Entfernung und vorgeschalteter

Denitrifikation (siehe Abbildung 4). Zur Unterstützung wird eine simultane Phosphorfällung in der Belebung durchgeführt.

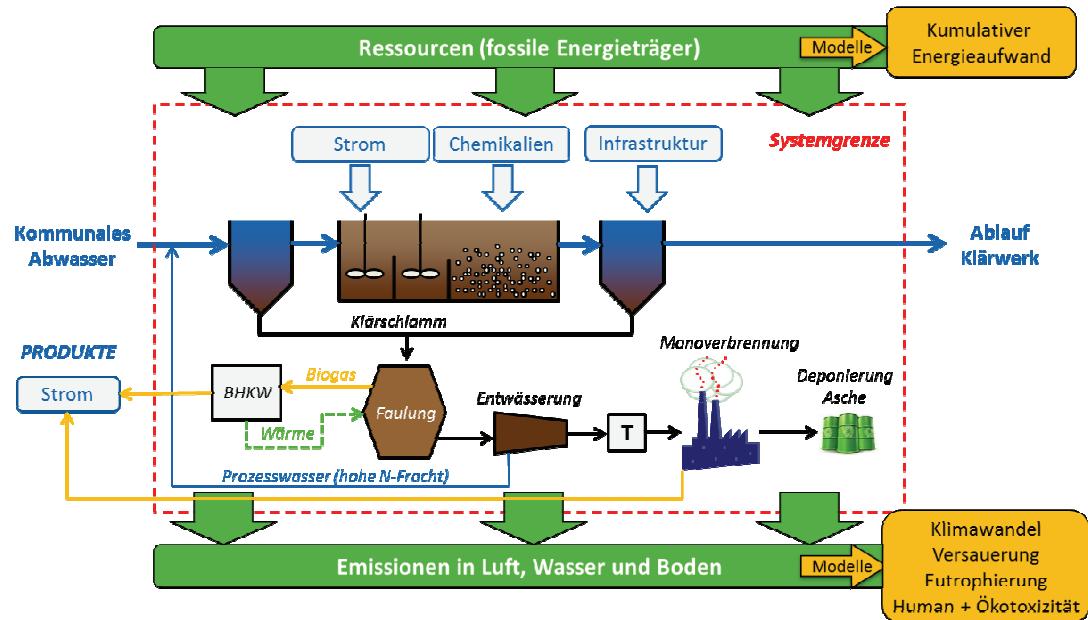


Abbildung 4 Untersuchungsrahmen und Systemgrenzen der Ökobilanz

Die Schlammbehandlung besteht aus Schlammmalung, Biogasaufbereitung und Biogasnutzung in einem Blockheizkraftwerk (BHKW). Der gefaulte Schlammm wird anschließend entwässert und thermisch in einer Monoverbrennung behandelt. Der produzierte Strom aus BHKW und Monoverbrennung kann als Produkt in das bestehende Stromnetz eingespeist werden und substituiert somit den durchschnittlichen Netzstrom. Die Datengrundlage für das generische Großklärwerk bildet eine bestehende Großkläranlage aus dem Raum Berlin-Brandenburg. Die biologische Stufe wurde hier für einen Überwachungswert für anorganischen Stickstoff von 18 mg L^{-1} geplant und hat im Jahresmittel einen Ablaufwert von $\text{TN}_{\text{anorg}} = 14,6 \text{ mg L}^{-1}$. Sie weist daher noch ein Optimierungspotential hinsichtlich der N-Entfernung aus. Das Verhältnis des Volumens der anoxischen und aeroben Becken in der Belebung liegt bei $V_D/V_{BB} = 0,37^1$.

¹ V_D = Volumen des anoxischen Beckens, in der die Denitrifikation stattfindet, V_{BB} = Volumen des anoxischen und aeroben Beckens, wo jeweils eine heterotrophe Kohlenstoffelimination stattfindet.

Szenarien

Auf Grundlage des Referenzzustands wurden fünf mögliche Verfahren einer weitergehenden Stickstoffentfernung (= Szenarien) in ihren ökologischen Auswirkungen verglichen. In Abbildung 5 und in Tabelle 4 sind die Verfahren und die wichtigsten Veränderungen bei ihrer Umsetzung auf der Kläranlage dargestellt.

Datenbasis

Daten zur Reinigungsleistungen der Verfahrensschritte auf der Kläranlage, die Energie- und Chemikalienverbräuche sowie die Infrastruktur für die generische Großkläranlage basieren auf Primärdaten einer Großkläranlage in Berlin und wurden von den Berliner Wasserbetrieben (BWB) zur Verfügung gestellt (Zech 2008; Schäfer 2009; Meinel 2011; KWB 2012). Die Daten zu den betrachteten Maßnahmen basieren auf Planungs- und Simulationsdaten für die modellierte Kläranlage (BWB-GI 2013).

Wirkungsabschätzung

Für die Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz wurden verschiedene Umweltindikatoren ausgewählt (ReCiPe nach Goedkopp et al. (2009), VDI-Richtlinie 4600 nach VDI (2012)). In Tabelle 5 sind die Wirkungsindikatoren und die Stoffe aus der Sachbilanz dargestellt, die zum jeweiligen Indikator einen Beitrag leisten.

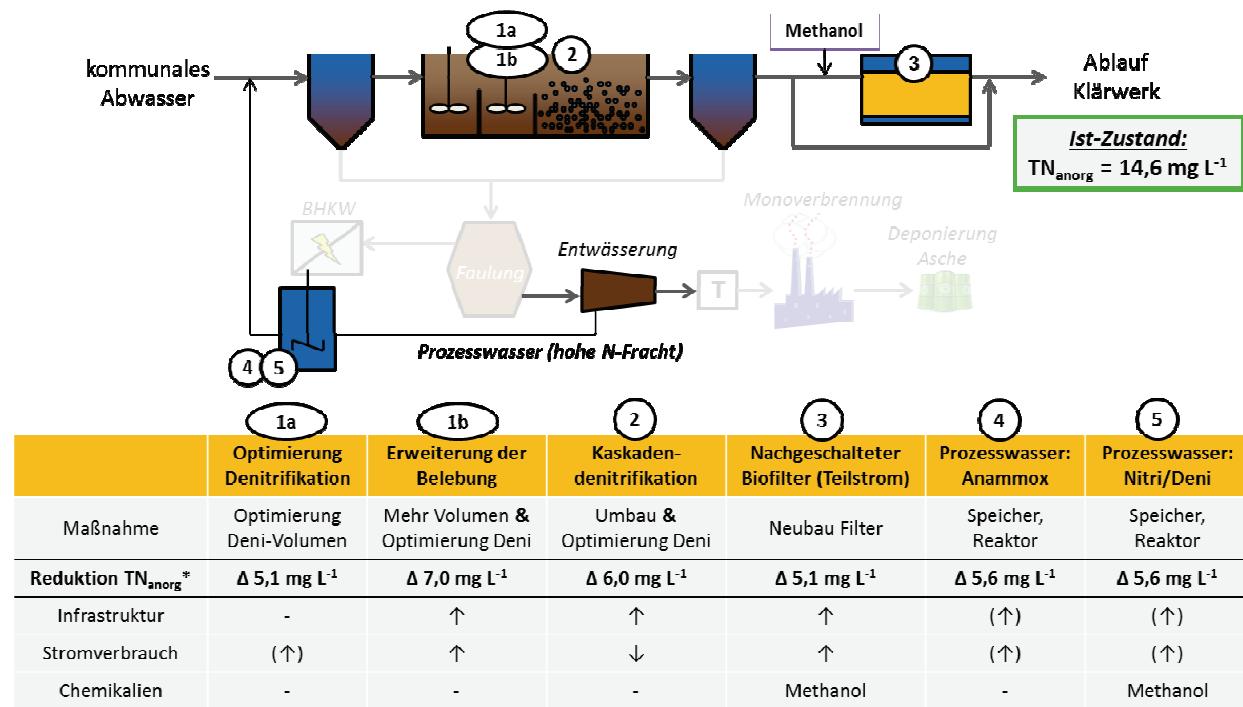


Abbildung 5 Übersicht über die betrachteten Szenarien

Tabelle 4 Kurzbeschreibung der Szenarien

1a Optimierung der Denitrifikationskapazität (optiDN)
Umbau der bestehenden Belebung mit einer bivalenten (variablen) Belüftungszone. Erhöhung des anoxischen Denitrifikationsvolumens bei Trockenwetter auf $V_D/V_{BB} = 0,54$. Belüftung der bivalenten Zone bei Regenwetter für eine ausreichende Nitrifikation.
1b Erweiterung der Belebung und Optimierung der DN-Kapazität (erwBB + optiDN)
Bau von zusätzlichen Becken in der Belebung (+25 %) und gleichzeitige Optimierung der Denitrifikationszone mit konstanten $V_D/V_{BB} = 0,54$. Das höhere Gesamtvolumen stellt eine ausreichende Nitrifikation bei Regenwetter sicher.
2 Umbau der Belebung zu einer Kaskadendenitrifikation (Kaskade)
Umbau der vorhandenen Belebungsbecken zu einer dreistufigen Kaskadendenitrifikation. Jede Stufe besteht aus einer vorgesetzten Denitrifikation. Der Zulauf zur Belebung wird auf die in Reihe geschalteten Stufen anteilig verteilt mit 40 %, 33 % und 27 % (Barjenbruch et al. 2008). Das V_D/V_{BB} -Verhältnis beträgt jeweils 0,54.
3 Bau eines nachgeschalteten Biofilters zur Teilstrombehandlung (Biofilter)
Neubau von nachgeschalteten, biologisch aktiven Filtern. Zur weitergehenden heterotrophen Denitrifikation ist eine externe Kohlenstoffquelle (hier: Methanol) notwendig. Behandlung von 74 % des Klarlaufs (Jahresdurchschnitt) im Biofilter, der restliche Volumenstrom wird über einen Bypass in den Vorfluter geleitet.
4 Prozesswasserbehandlung durch Deammonifikation (PWB Anammox)
Gezielte Entfernung der hohen N-Frachten aus dem Prozesswasser der Entwässerung (ca. 15-20 % des Rohwasserzulaufs nach DWA (2004)) über eine Deammonifikation. Der Wirkungsgrad der N-Entfernung im Teilstrom wird mit $\eta = 80\%$ angenommen. Durch die geringere Rückbelastung wird eine verbesserte Denitrifikation in der Belebung erzielt.
5 Prozesswasserbehandlung durch Nitrifikation und Denitrifikation (PWB Nitri/Deni)
Behandlung des Prozesswassers aus der Entwässerung über konventionelle Nitrifikation und Denitrifikation in einem Sequencing Batch Reactor (SBR). Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle (hier: Methanol) ist notwendig. Annahme der N-Entfernung mit $\eta = 80\%$.

Tabelle 5 Auflistung der betrachteten Wirkungsindikatoren

Umweltindikator	Stoffe aus der Sachbilanz	Einheit	Referenz
kumulierter Energieaufwand fossiler und nuklearer Energieträger (KEA)	Kohle, Rohöl, Erdgas, Uran	MJ-eq	VDI 4600
Treibhauspotential (THP)	CO_2 ,fossil, N_2O , CH_4 etc.	kg CO_2 -eq	ReCiPe
Versauerungspotential (AP)	SO_2 , NH_3 , NO_x etc.	kg SO_2 -eq	ReCiPe
marines Eutrophierungspotential (MEP)	N-Emissionen ins Gewässer	kg N-eq	ReCiPe
Süßwasser Eutrophierungspotential (FEP)	P-Emissionen ins Gewässer	kg P-eq	ReCiPe
Humantoxizitätspotential (HTP)	humantoxische Substanzen	kg 1,4-DCB-eq	ReCiPe
Süßwasser Ökotoxizitätspotential (FETP)	toxische Substanzen für Süßwasserorganismen	kg 1,4-DCB-eq	ReCiPe

Ergebnisse

Weitergehende Stickstoffreduktion - Positive Umweltfolgen

Der positive ökologische Beitrag der Verfahren zur weitergehenden Stickstoffentfernung wird im Indikator des „marinen Eutrophierungspotentials“ (MEP) deutlich. Die direkten N-Einträge über den

Klarlauf der Kläranlage dominieren das MEP trotz einer bereits vorhandenen 80 %igen N-Entfernung in der bestehenden Kläranlage. Es werden im Jahresdurchschnitt 1.140 t N a⁻¹ in die Gewässer im Referenzzustand emittiert (Abbildung 6). Die weitergehenden Reinigungsverfahren ermöglichen eine zusätzliche N-Reduktion von 32 - 41 %. Dabei erzielt das Szenario *erwBB+optiDN* mit 470 t N a⁻¹ die höchste zusätzliche N-Reduktion.

Die zusätzliche N-Reduktion bezieht sich hier auf das generische Klärwerk, das im Jahresdurchschnitt einen Ablaufwert von $TN_{anorg} = 14,6 \text{ mg L}^{-1}$ besitzt. Die Optimierungsszenarien *optiDN* und *erwBB+optiDN* sind daher fallspezifisch zu bewerten. Die Anwendbarkeit dieser Szenarien auf Kläranlagen, die bereits auf einen Überwachungswert von $TN_{anorg} = 13 \text{ mg L}^{-1}$ optimiert sind, muss überprüft werden. Die Szenarien *Kaskade*, *Biofilter* sowie *PWB Anammox* bzw. *Nitri/Deni* sind in ihrer zusätzlichen N-Reduktion (32 - 35 %) miteinander vergleichbar und auf andere Großkläranlagen übertragbar.

Aufwendungen zur Umsetzung der Maßnahmen

Die zusätzlichen ökologischen Aufwendungen der betrachteten Maßnahmen spiegeln sich hauptsächlich im veränderten Strom- und Chemikalienverbrauch wider und sind in den Umweltindikatoren kumulativer Energieaufwand (KEA) und Treibhauspotential (THP) sichtbar.

Der Netto-KEA der generischen Kläranlage liegt bei 110 MJ·eq (EW_N·a)⁻¹ inkl. Berücksichtigung des substituierten Stroms aus dem BHKW und der Monoverbrennung (Abbildung 7). Aufgrund des hohen Anteils an fossilen (62 %) und nuklearen (12 %) Energieträgern im modellierten deutschen Strommix 2010 dominiert der Einfluss des Stromverbrauchs beim KEA. Indirekte Effekte durch Infrastruktur, Chemikalien (Fäll- und Flockungshilfsmittel) und Monoverbrennung wirken sich in der Summe nur gering (< 15 %) auf den KEA aus. Da Methanol (MeOH) aus fossilem Erdgas hergestellt wird, ist der Effekt aus der MeOH-Dosierung auf den KEA sehr groß und überlagert in den Szenarien *Biofilter* und *PWB Nitri/Deni* die Effekte aus dem Stromverbrauch. Daher haben die beiden Szenarien den höchsten zusätzlichen KEA mit 47 % (*Biofilter*) bzw. 43 % (*PWB Nitri/Deni*). Eine alternative C-Quelle wie z.B. Ethanol aus Zuckerrüben könnte den KEA für die benötigte C-Quelle in diesen Szenarien um jeweils 74 % reduzieren (Mutz 2013).

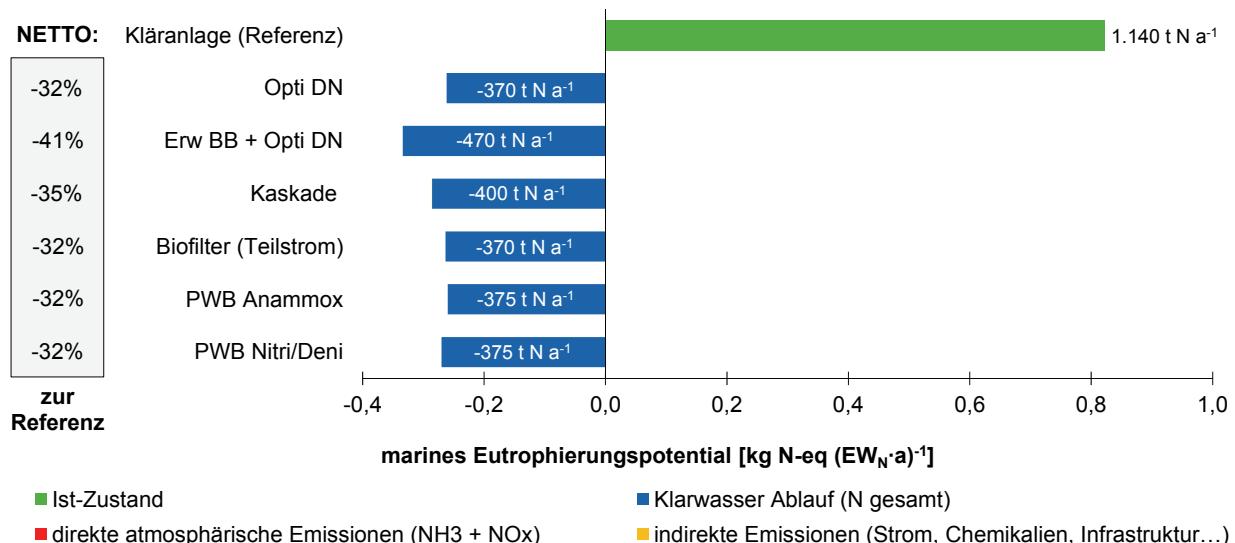


Abbildung 6 Marines Eutrophierungspotential (N-Emissionen) der Szenarien verglichen zur Referenz

Die *Kaskadedenitrifikation* verbraucht gegenüber dem Referenzzustand weniger Strom, so dass sich hier der KEA um 14 % verringert. Die Einsparungen im Strom sind größtenteils auf die in Summe ge-

ringere Rezirkulationsrate in den Belebungsbecken zurückzuführen. Die Optimierung der Denitrifikationskapazität (*optiDN*) erhöht den KEA um 5 % wegen des größeren Anteils des anoxischen Beckenvolumens und der dafür notwendigen zusätzlichen Röhrenergie. Beim Szenario *erwBB+optiDN* erhöht sich der KEA um 13 % aufgrund der zusätzlichen Beckenvolumina (11 % Strom für Rührer und Pumpen, 2 % Infrastruktur). Die Szenarien *PWB Anammox* und *PWB Nitri/Deni* benötigen zwar zusätzlichen Strom für die N-Entfernung aus dem Prozesswasser, verringern aber durch die geringere N-Rückbelastung den Stromverbrauch in der Belebung (weniger Belüftung für Nitrifikation, höhere DN-Leistung). So entsteht insgesamt nur ein geringfügig höherer KEA von +2 % für *PWB Anammox*.

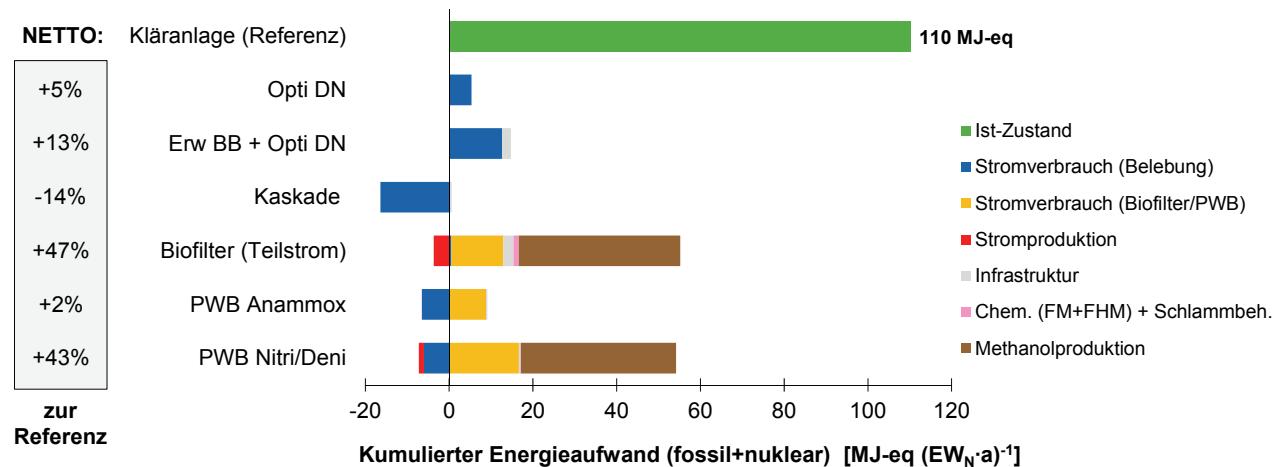


Abbildung 7 Kumulierter Energieaufwand der Szenarien verglichen zur Referenz

Das Treibhauspotential beschreibt die Treibhausgas-Emissionen, die direkt oder indirekt durch die weitergehenden N-Eliminierungsmaßnahmen entstehen (Abbildung 8). Durch den hohen Anteil an fossilen Energieträgern am Strommix korrelieren die Veränderungen der Szenarien in den indirekten Effekten (dominiert vom Stromverbrauch der Maßnahmen) im THP mit dem KEA. Der MeOH-Bedarf für den *Biofilter* und die *PWB Nitri/Deni* erzeugt sowohl indirekte Emissionen aus der MeOH-Herstellung als auch in direkten Emissionen aus der Mineralisation des MeOH auf der Kläranlage in fossiles CO₂.

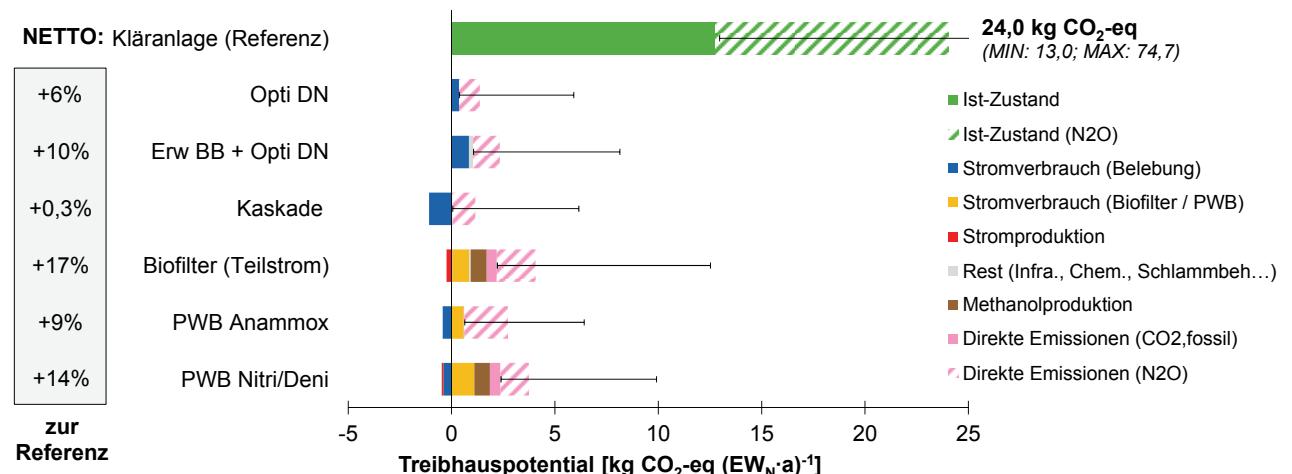


Abbildung 8 Treibhauspotential der Szenarien verglichen zum Referenzzustand inklusive Unsicherheiten in den direkten N₂O-Emissionen aus der biologischen N-Reduktion

Neben den indirekten Emissionen, hauptsächlich aus dem Strom- und MeOH-Bedarf, haben die *direkten Lachgas-Emissionen (N_2O)* auf der Kläranlage durch die biologische Stickstoffentfernung einen hohen Einfluss auf das THP. Der mit 0,83 % des denitrifizierten Stickstoffs gewählte N_2O -Emissionsfaktor (umgerechnet: 0,6 % N_{Zulauf}) führt zu einer Überlagerung der indirekten Effekte im THP. Der gewählte Emissionsfaktor ist bisher noch nicht wissenschaftlich abgesichert, erscheint aber nach diversen Publikationen als realistisch (Wicht & Beier 1995; Kampschreuer et al. 2009b). Zusätzlich wurde für die Deammonifikation ein höherer Faktor von 1,2 % des eliminierten Stickstoffs gewählt, da höhere Emissionen im Anammox-Verfahren vermutet werden (Kampschreuer et al. 2009a; Schneider et al. 2013). Da die N_2O -Emissionsfaktoren auf Kläranlagen noch mit großen Unsicherheiten verbunden sind, wurde hier eine Unsicherheit des Emissionsfaktors zwischen 0,01 - 3,3 % (Ahn et al. (2010)) für alle Szenarien angenommen.

Ähnlich dem KEA liegt die *Kaskade* mit kaum zusätzlichem THP (+0,3 %) im Vergleich am besten. *OptiDN* (+6 %) und *PWB Anammox* (+9 %) haben das zweit- bzw. drittbeste Ergebnis im Vergleich der THP-Emissionen. Der *Biofilter* (+17 %) und *PWB Nitri/Deni* (+14 %) haben durch den hohen Stromverbrauch und der MeOH-Dosierung das höchste zusätzliche THP.

Nebeneffekte

Analog zum Stickstoff wird auf Großkläranlagen Phosphor bereits weitgehend entfernt (> 95 %). Dies entspricht einer jährlichen P-Fracht im Ablauf der Modellkläranlage von 32 t P a⁻¹. Die betrachteten Szenarien haben bis auf den *Biofilter* keinen Einfluss auf die P-Entfernung im Indikator FEP. Durch den zusätzlichen Rückhalt an suspendierten Stoffen (SS) aus dem Klarlauf kann im *Biofilter* als positiver Nebeneffekt partikulärer Phosphor aus dem Klarlauf entfernt werden (- 11 t P a⁻¹).

Bei der Bewertung der Human- (HTP) und Süßwasserökotoxizität (FETP) wurden bei den direkten Emissionen der Kläranlage lediglich die Schwermetallemissionen über Kläranlagenablauf und Klärschlamm bilanziert (keine organischen Stoffe). Da sich die Metallfrachten im Klärschlamm mit Ausnahme des *Biofilters* in den Szenarien nicht ändern, beeinflussen die Szenarien FETP und HTP nicht. Durch die SS-Entfernung im Biofilter wird im Modell eine zusätzliche Entfernung von partikulär vorliegenden Schwermetallen abgebildet, die über den Klärschlamm in die Monoverbrennung gelangen.

Zusammenfassung

Mit Hilfe der Methodik der Ökobilanz wurden die ökologischen Auswirkungen weitergehender Stickstoffeliminierungsverfahren auf Großkläranlagen in einer ganzheitlichen Betrachtungsweise untersucht und verglichen. Hierbei wurden sowohl die direkten Effekte der verbesserten Ablaufqualität hinsichtlich der N-Fracht als auch die zusätzlichen Aufwendungen durch die vorgelagerten Prozesse resultierend aus dem veränderten Strom- und Chemikalienverbrauch und der benötigten Infrastruktur dargestellt. Die zusätzlichen Umweltauswirkungen der Szenarien in Energieaufwand und Treibhauseffekt werden als Leistungsvergleich auch mit Bezug auf die entfernte N-Fracht [kg N_{elim}]⁻¹ dargestellt (Abbildung 9).

Folgende Ergebnisse können aus der durchgeführten Ökobilanz zusammengefasst werden:

1. Die **Kaskade** hat einen geringeren Stromverbrauch und führt neben einer weitergehenden N-Reduktion zu einem geringeren KEA und zu kaum Veränderungen im THP. Die technische Umsetzung im laufenden Betrieb ist sehr aufwendig und muss vorher überprüft werden.
2. **OptiDN** als Umbaumaßnahme in der Belebung und **PWB Anammox** als Prozesswasserbehandlung können aufgrund ihrer geringen zusätzlichen ökologischen Auswirkungen und einem vergleichbaren weitergehenden N-Reduktionspotential empfohlen werden. Die Anwendbarkeit von **optiDN** auf andere Kläranlagen muss überprüft werden.
3. Der **Biofilter (Teilstrom)** hat die höchsten Auswirkungen auf den KEA und das THP durch hohen Stromverbrauch und die Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle, besitzt aber positive Nebeneffekte wie vermehrte P- und Schwermetallentfernung.
4. **ErwBB+optiDN** sowie **PWB Nitri/Deni** haben sehr hohe ökologische Auswirkungen aber keine signifikant höhere N-Reduktion gegenüber anderen Szenarien und können daher aus ökologischen Gesichtspunkten nicht empfohlen werden.
5. **N₂O-Emissionen** in der biologischen N-Entfernung spielen eine signifikante Rolle für das THP einer Kläranlage, die Emissionsfaktoren für die biologische N-Entfernung (Nitrifikation/Denitrifikation und Deammonifikation) sind noch nicht gesichert.

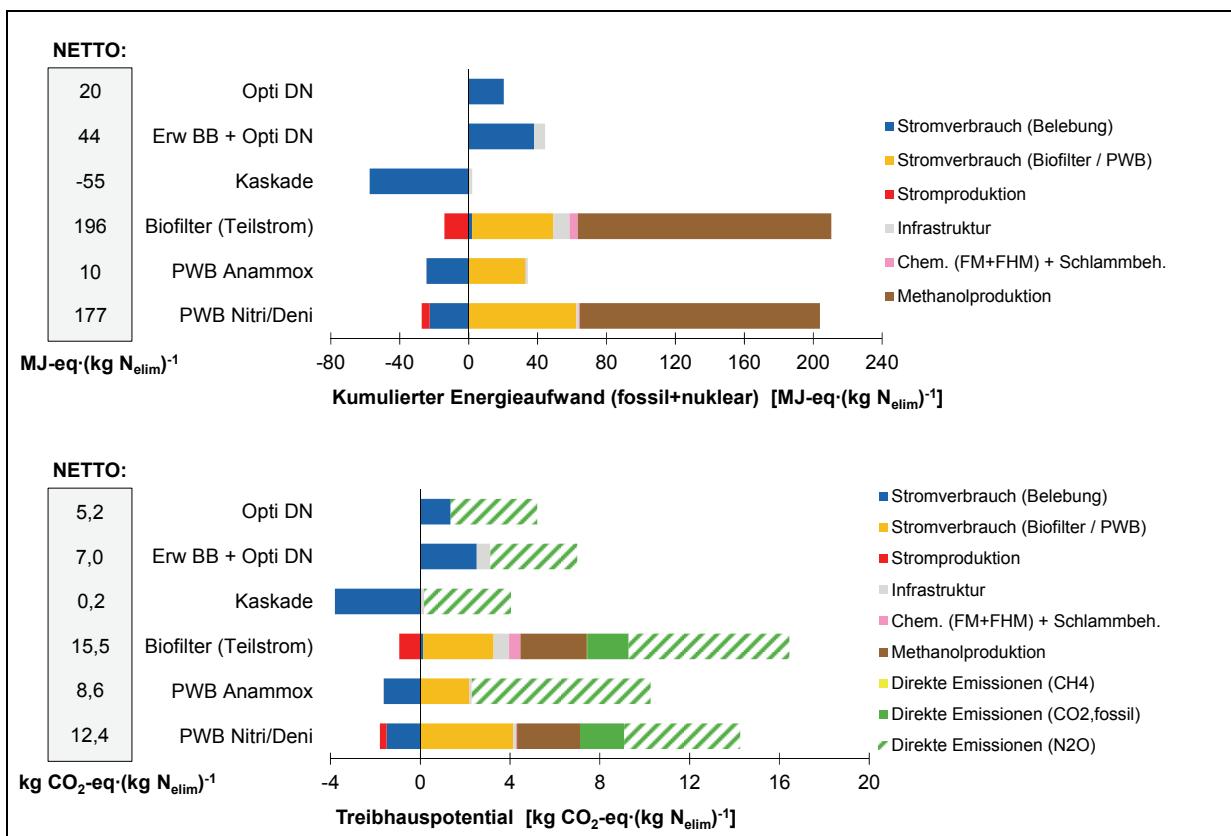


Abbildung 9 KEA und THP der Szenarien im Vergleich pro kg eliminiertem Stickstoff

4.2 Szenarienanalyse zum Potential von Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffeinträge

4.2.1 Methodik Zielwertkonzentration

Entsprechend der für die Modellgewässer beschriebenen Zielwertkonzentrationen für N und P (siehe Modul 1) zur Erreichung des guten ökologischen Zustands, kann in MONERIS der Reduktionsbedarf für die Einträge von Stickstoff und Phosphor im jeweiligen Einzugsgebiet berechnet werden. Der Berechnungsansatz basiert auf den Konzentrationen, die sich in den Nebengewässern eines hydrologischen Teileinzugsgebietes (AU) nach Retention ergeben.

$$C_{trib} = \frac{E_{AU} R_{trib}}{Q_{trib}} F$$

mit:

C_{trib} = Konzentration in den Nebenläufen (mg L^{-1})

Q_{trib} = Abfluss in Nebenläufen ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)

E_{AU} = Einträge in die Nebenläufe (t a^{-1})

F = Einheitenfaktor

R_{trib} = Retention in den Nebenläufen (%)

Für das Berechnungsverfahren muss eine mittlere jährliche N und P Zielwertkonzentration angegeben werden, die in den Nebengewässern nicht überschritten werden darf. Diese maximale Konzentration gilt für alle Nebenläufe in den hydrologischen Teileinzugsgebieten (AU). Wird die jeweilige berechnete Konzentration in einem AU überschritten, erfolgt eine Reduktion auf den festgelegten Zielwert. Anschließend werden die Fracht und die resultierende Konzentration am Auslassgebiet auf Basis der neu festgelegten Konzentration berechnet. Als Ergebnis kann für jedes Analysegebiet der N und P ein Eintragsreduktionsbedarf zur Erreichung des angegebenen Zielwertes ausgegeben werden. Mit dieser Methode werden somit die räumliche Verteilung der Einträge, das Wasserdargebot und die kumulative Retention berücksichtigt.

4.2.2 Wirksamkeit von Einzelmaßnahmen und Maßnahmenkombinationen

MONERIS berechnet die Effekte von Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge und den resultierenden Frachten auf Basis von hydrologischen Einzugsgebieten. Um den Effekt der Maßnahmen nicht durch sich ändernde Abflussbedingungen im Einzugsgebiet zu überdecken, sind die mittleren Gebietsabflüsse für die Jahre 2007-2009 als Berechnungsbasis für alle Maßnahmen verwendet worden. Ausgehend von den N-Salden auf landwirtschaftlichen Flächen im Referenzjahr 2008 (nach Bach 2012, siehe Abbildung 11) wurden für die aufgelisteten Maßnahmen (Tabelle 6) und Maßnahmenkombination (Tabelle 8) unter Berücksichtigung des Maßnahmenefekts und -umfangs die resultierenden N-Überschüsse bundeslandspezifisch neu berechnet. Dabei ist die Wirkung auf die N-Salden für die Grünlandextensivierung (GRÜN), den Zwischenfruchtanbau (ZWI), den Ökolandbau (ÖKO), die freiwilligen Gewässerschutzleistungen (GEWÄSS) und für die Maßnahmenpakete (Paket 1 bis Paket 7) ermittelt worden (siehe Abbildung 10). Die N-Eintragsreduktionsleistung der modellierten Maßnahmen ist in Absprache mit dem LUGV entsprechend des Handlungskonzeptes Brandenburg-Berlin zur Reduzierung der Nährstoffbelastung (MUGV und SenStadtUm, 2011 und 2012) zur Erreichung der Umweltziele in der Landwirtschaft auf das Jahr 2027 projiziert worden. Durch Gegenüberstellung der einzelnen Maßnahmen zu einem hypothetischen Nullszenario im Jahr 2027 ohne Maßnahmen (Null 2027) konnte die Wirksamkeit der Einzelmaßnahmen und Maßnahmenkombinationen auf die Einträge in den Gewässern beurteilt werden.

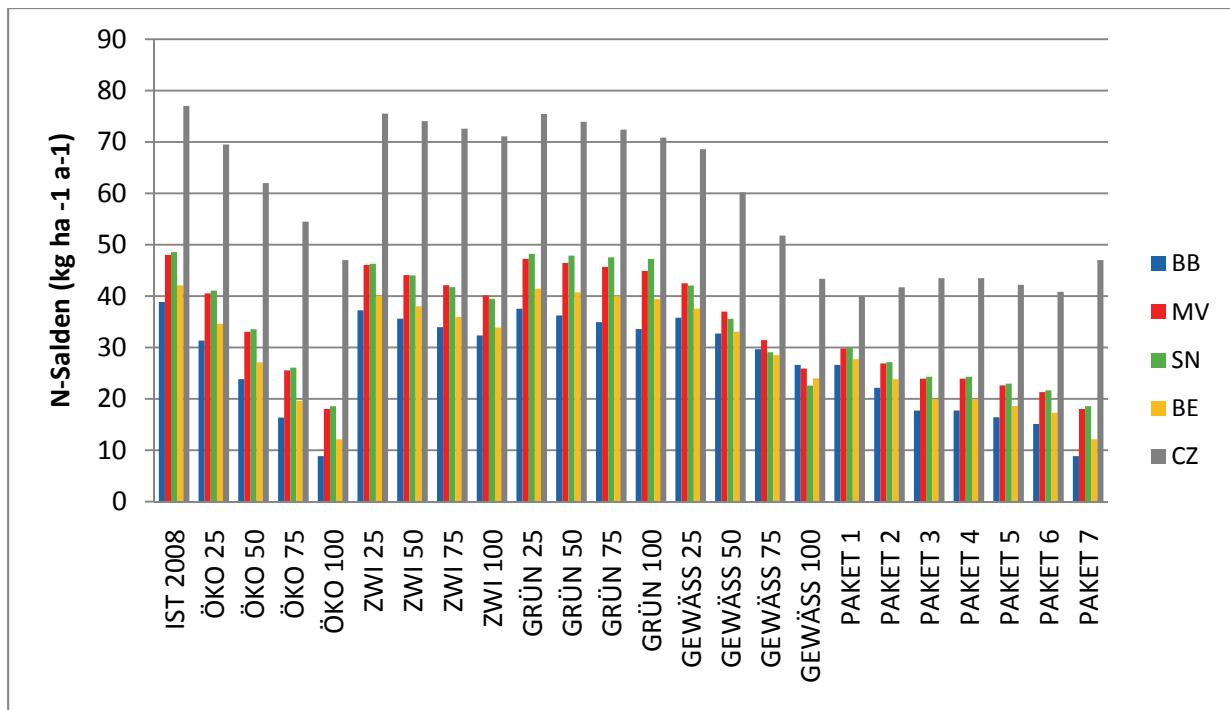


Abbildung 10 Wirkung des Maßnahmenumfangs auf die N-Salden für die Grünlandextensivierung, den Zwischenfruchtanbau und den Ökolandbau

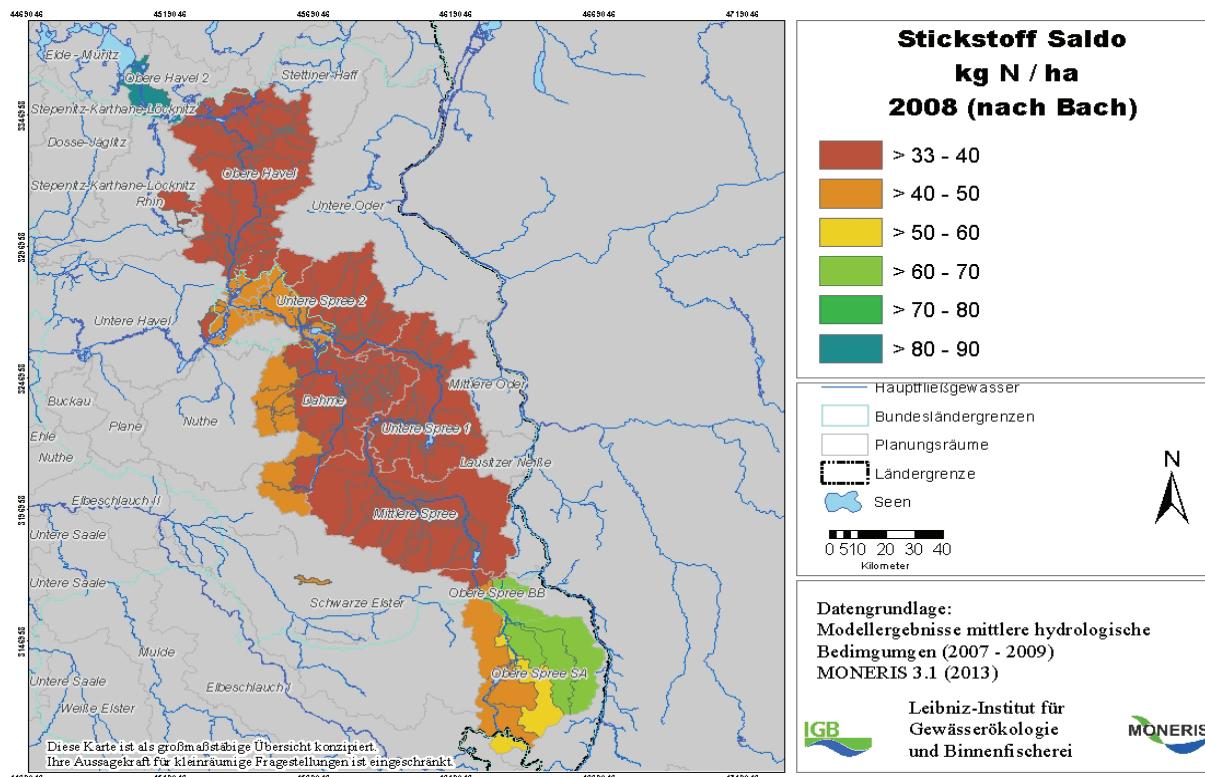


Abbildung 11 N-Salden nach Bach et al. inklusiv atmosphärischer Deposition für das Referenzjahr 2008 im Einzugsgebiet der unteren Havel

Die Analyse von Maßnahmen zur Erreichung der Zielwertkonzentration in der Unteren Havel am Pegel Krughorn erfolgt in drei Schritten. Der erste Schritt besteht darin, den Umsetzungsumfang jeder

einzelnen Maßnahme in 25 % Schritten auf bis zu 100 % Umfang zu erhöhen. Durch Differenzbildung zwischen den in MONERIS modellierten Einträgen bzw. Frachten ohne Maßnahmen (Null 2027) und mit Maßnahmen (25 %, 50 %, 75 % und 100 %), konnte die Eintragsreduktion der einzelnen Maßnahmen systematisch analysiert und bewertet werden. Dabei wurde zwischen landwirtschaftlichen und punktuellen Maßnahmen unterschieden. Zusätzlich konnten für jede Maßnahme die erreichten N und P Konzentrationen in den jeweiligen Modellgewässern berechnet werden (siehe Tabelle 6). Im zweiten Schritt wurde die Eintragsreduktion der Einzelmaßnahmen den Kosten gegenübergestellt. Nach Bewertung der Kosten-Wirksamkeit jeder einzelnen Maßnahme sind im dritten Schritt geeignete Maßnahmenkombinationen abgeleitet und berechnet worden.

Tabelle 6 Definition landwirtschaftlicher und punktueller Maßnahmen

	N-Saldo	Acker (79 %)		Grünland (21 %)		Dräntiche	Trennsysteme
	N-Saldo Referenzjahr	Öko-landbau- Acker	Zwischen-frucht	Gewässer-schutz	Öko-landbau- Grünland	Grünland- extensiv	Regen- klärbecken / Retentions- bodenfilter
Synonym		ÖKO	ZWI	GEWÄSS	ÖKO	GRÜN	DRÄN
Effekt auf N- Saldo [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]		-30	-10	>45 → 30 <45 → 20	-30	-15	Teiche mit 150 m ² /ha Dränage- fläche
Landwirtschaftliche Maßnahmen							
IST 2009	2009	8,8	6,3	0	13	42,9	0
NULL 2027	2027	0	0	0	0	0	0
ÖKO 25	2027	25	0	0	25	0	0
ÖKO 50	2027	50	0	0	50	0	0
ÖKO 75	2027	75	0	0	75	0	0
ÖKO 100	2027	100	0	0	100	0	0
ZWI 25	2027	0	25	0	0	0	0
ZWI 50	2027	0	50	0	0	0	0
ZWI 75	2027	0	75	0	0	0	0
ZWI 100	2027	0	100	0	0	0	0
GRÜN 25	2027	0	0	0	0	25	0
GRÜN 50	2027	0	0	0	0	50	0
GRÜN 75	2027	0	0	0	0	75	0
GRÜN 100	2027	0	0	0	0	100	0
DRÄN 25	2027	0	0	0	0	0	25
DRÄN 50	2027	0	0	0	0	0	50
DRÄN75	2027	0	0	0	0	0	75
DRÄN100	2027	0	0	0	0	0	100
GEWÄSS 25	2027	0	0	25	0	0	0
GEWÄSS 50	2027	0	0	50	0	0	0
GEWÄSS 75	2027	0	0	75	0	0	0
GEWÄSS 100	2027	0	0	100	0	0	0
Maßnahmen urbane Bereiche							
IST 2027	2027	8,8	6,3	0	13	42,9	0
KA optimiert	2027	8,8	6,3	0	13	42,9	0
KA Ausbau	2027	8,8	6,3	0	13	42,9	0
RKB 25	2027	8,8	6,3	0	13	42,9	0
RKB 50	2027	8,8	6,3	0	13	42,9	0
RKB 75	2027	8,8	6,3	0	13	42,9	0
RKB 100	2027	8,8	6,3	0	13	42,9	0
RBF 25	2027	8,8	6,3	0	13	42,9	0
RBF 50	2027	8,8	6,3	0	13	42,9	0
RBF 75	2027	8,8	6,3	0	13	42,9	0
RBF 100	2027	8,8	6,3	0	13	42,9	0

Einträge und Frachten in der Unteren Havel (Krughorn)

Zur Erreichung des Zielwertes der Unteren Havel von $0,9 \text{ mg L}^{-1}$ TN müssen im Einzugsgebiet bis zum Pegel Krughorn die N Einträge im Vergleich zum Status quo (IST 2009) um 46 % auf 3590 t a^{-1} reduziert werden. Für P wäre eine Eintragsreduktion von 48 % auf 209 t a^{-1} zur Erreichung einer Zielwertkonzentration von $0,065 \text{ mg L}^{-1}$ TP notwendig. Dies würde für N eine Konzentrationsabnahme in der Unteren Havel ausgehend vom Status quo mit $1,7 \text{ mg L}^{-1}$ von 47 % und eine resultierende Fracht von 1662 t a^{-1} N entsprechen. Für P wäre eine Konzentrationsabnahme ausgehend vom Status quo mit $0,19 \text{ mg L}^{-1}$ von 66 % erforderlich. Dies entspricht einer Fracht von 119 t a^{-1} . Rund 50 % des Reduktionsbedarfs entfällt auf den brandenburgischen Teil des Einzugsgebietes, hier miteingeschlossen sind jedoch die Einträge der Berliner Kläranlage Münchehofe, die in Brandenburg liegt.

Einträge und erreichte Konzentrationen der Einzelmaßnahmen

Die gesamten Stickstoff- bzw. Phosphoreinträge im Einzugsgebiet der Unteren Havel liegen für das Referenzjahr 2009 unter Berücksichtigung der Agrarumweltmaßnahmen bei 6453 t a^{-1} N bzw. 403 t a^{-1} P. Unter der Annahme, dass die N-Salden von 2009 bis 2027 unverändert bleiben, kommt es allein durch die fortschreitende Zeit zu dem Effekt, dass die hohen N-Überschüsse der 1980-1990 Jahre aus Böden und Grundwasser ausgewaschen werden, somit nicht mehr eintragsrelevant sind, und insgesamt mit einer Abnahme der Einträge zu rechnen ist. Für das Gebiet der Unteren Havel ergibt sich dadurch bis 2027 eine N Eintragsreduktion von ca. 5 % auf 6153 t a^{-1} , welche im Wesentlichen über den Grundwasserpfad realisiert wird. Die Abbildungen 12 und 13 zeigen die pfadspezifischen Einträge nach Umsetzung der Maßnahmen.

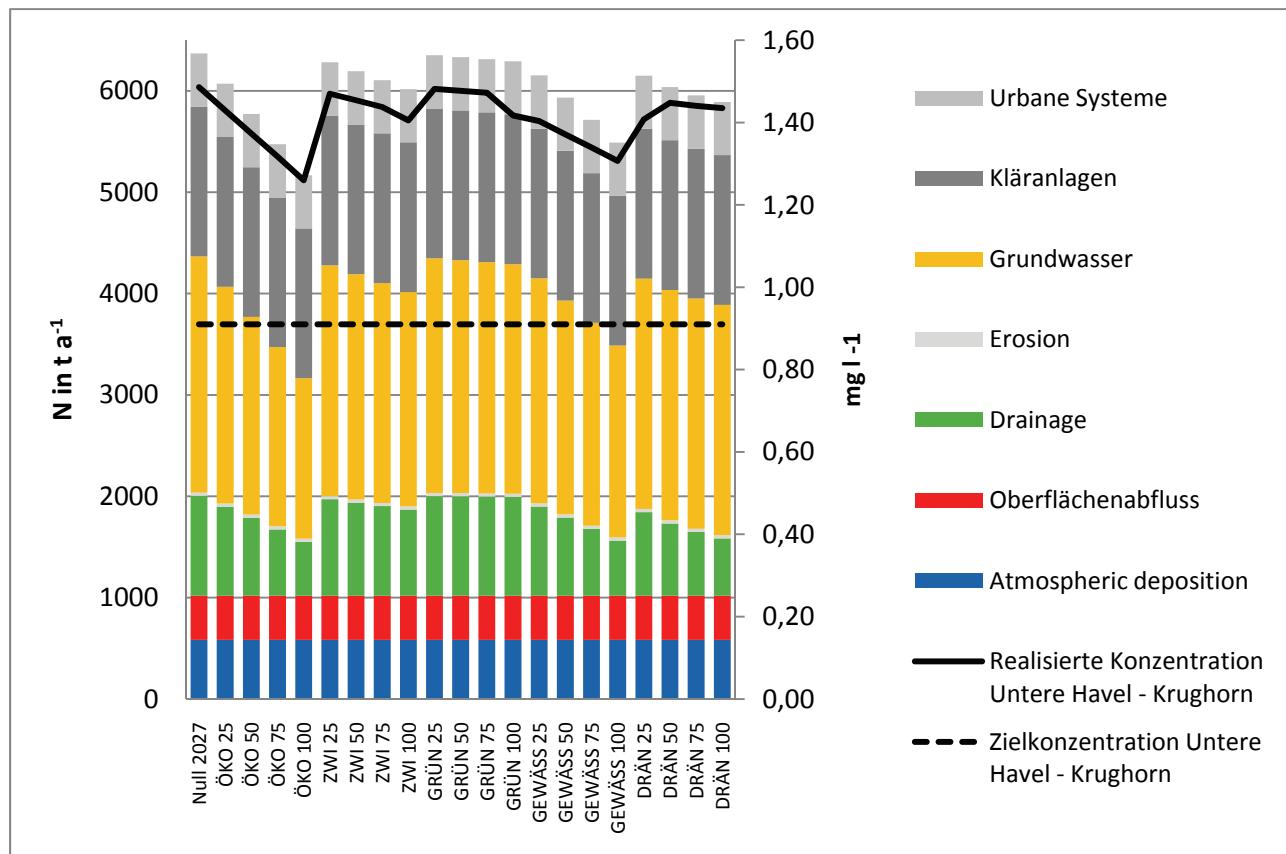


Abbildung 12 Erzielte Einträge in t a^{-1} durch landwirtschaftlichen Maßnahmen nach Eintragspfad und erreichte Konzentrationen in mg L^{-1} an der Unteren Havel bei Krughorn für N

Es ist zu erkennen, dass weder die landwirtschaftlichen noch die punktuellen urbanen Einzelmaßnahmen ausreichen, um die N Zielwertkonzentrationen am Auslass der Unteren Havel-Pegel Krughorn zu erreichen.

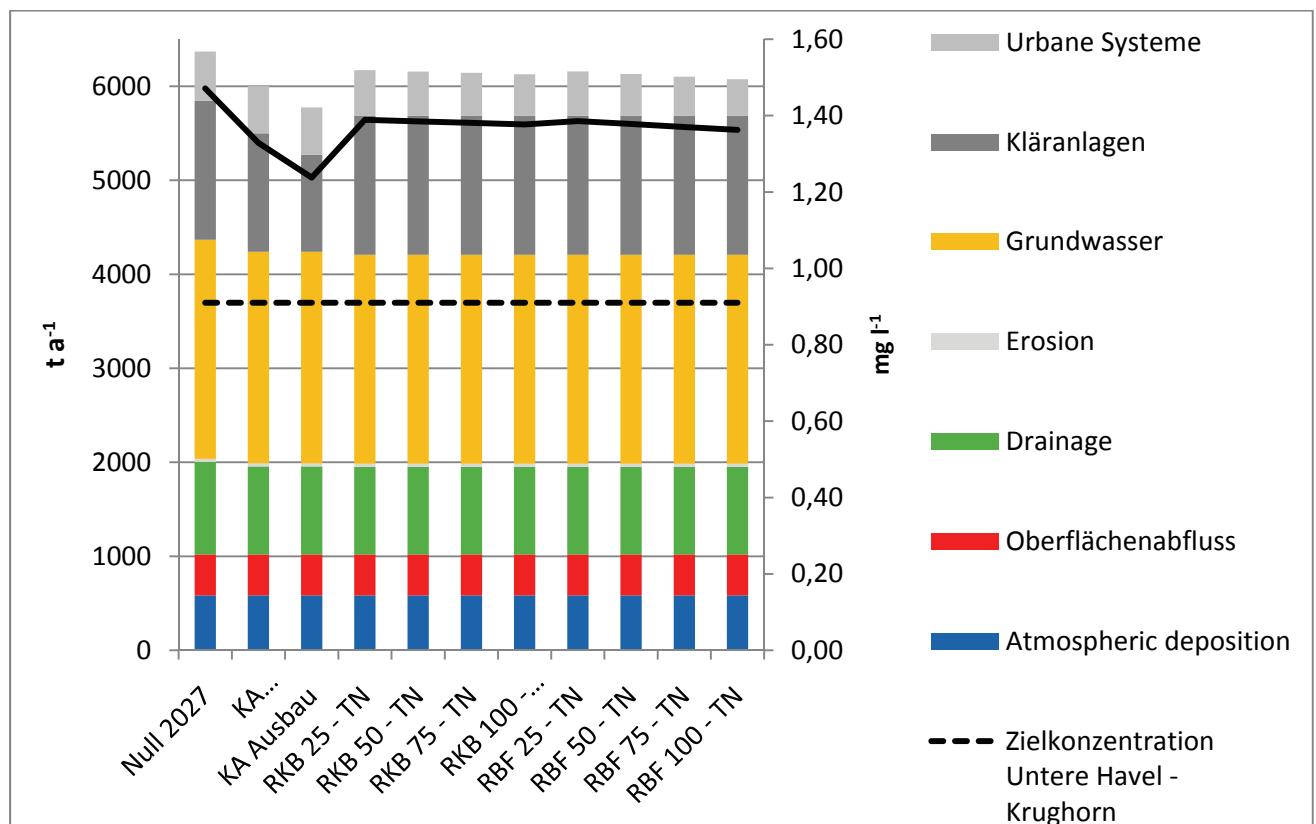


Abbildung 13 Erzielte Einträge in ta^{-1} durch urbane Maßnahmen nach Eintragspfad und erreichte Konzentrationen in $mg l^{-1}$ an der Unteren Havel bei Krughorn für N

Ermittlungen der Kosten-Wirksamkeit der Einzelmaßnahmen

Für jede Maßnahme wurden die jährlichen durchschnittlichen Kosten den jährlichen Eintragsreduktionen gegenübergestellt wobei die Kosten über 19 Jahre (2009-2027) mit einem Diskontsatz von 3 % berechnet wurden (siehe Tabelle 7). Dabei zeigt sich für die landwirtschaftlichen Maßnahmen, dass die in der Literatur angegebene Kosten-Wirksamkeit nicht übereinstimmt mit den Berechnungen für das gesamte Einzugsgebiet der Unteren Havel. Bezogen auf das Einzugsgebiet liegt die Kosten-Wirksamkeit um ein Vielfaches höher als bei dem direkten Vergleich der in der Literatur angegebenen Werte. Dies lässt sich durch die bereits beschriebene (siehe Kapitel 4.1.2) Wirkungsverzögerung zwischen der Maßnahmenumsetzung und der Retention während der Boden- und Grundwasserpassage erklären.

Die Kosten-Wirksamkeit landwirtschaftlicher Maßnahmen bewegt sich in Bereich von 17 € (freiwilliger Gewässerschutz) bis 147 € (extensive Grünlandnutzung) pro reduziertem Kg Stickstoff. Hierbei zeigt sich, dass die Agrarumweltmaßnahmen „Freiwilliger Gewässerschutz“ und „Ökolandbau“ auf Ackerflächen am besten abschneiden. Dies lässt sich durch die erhöhte Minderungswirkung des N-Saldos im Vergleich zu den anderen Agrarumweltmaßnahmen erklären. Des Weiteren ergeben die Berechnungen, dass die Ausweitung von Dräntechinen sinnvoll wäre, da insgesamt 7 % der Ackerflächen und 17 % der Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Unteren Havel drainiert sind.

Maßnahmen im Bereich der Klärwerke weisen eine sehr gute Kosten-Wirksamkeit auf. Allerdings ist das Potential aufgrund der relativ geringen absoluten N-Reduktionsleistung sehr limitiert. In Bezug auf die Reduktion von Stickstoff sind Maßnahmen im Kanalnetz aus wirtschaftlicher Sicht nicht sinnvoll, da den relativ hohen Kosten eine zu geringe Reduktionsleistung gegenübersteht und sich somit die Kosten pro reduzierten Kg Stickstoff auf über 1000 € belaufen.

Tabelle 7 Kosten und Wirksamkeiten für Einzelmaßnahmen im Einzugsgebiet der unteren Havel

Maßnahmen	Ø Kosten € pro Jahr (19 Jahre, 3 % Diskont)	N-Reduktion Kg 1 Jahr	Kosten- Wirksamkeit (€)
Zwischenfrucht			
% Ackerland	25	4 Mio.	87.990
	50	8 Mio.	176.030
	75	13 Mio.	264.150
	100	17 Mio.	352.400
Ökologischer Landbau			
% Ackerland +Grünland	25	11 Mio.	299.450
	50	21 Mio.	597.580
	75	32 Mio.	896.300
	100	43 Mio.	1.201.920
Extensive Grünlandnutzung			
% Grünland	25	3 Mio.	18.460
	50	5 Mio.	37.450
	75	8 Mio.	57.050
	100	11 Mio.	77.730
Freiwillige Gewässerschutzleis-			
% Ackerland	25	4 Mio.	217.160
	50	7 Mio.	435.580
	75	11 Mio.	656.090
	100	15 Mio.	880.250
Klärwerke			
N-Optimierung		1 Mio.	216.600
Ausbau - Hoch		3 Mio.	443.650
Maßnahmen im Kanalnetz			
% Versiegelte Fläche	RKB 5	45 Mio.	46.380
	RKB 50	90 Mio.	61.170
	RKB 75	134 Mio.	75.950
	RKB 100	179 Mio.	90.740
	RBF 25	82 Mio.	59.020
	RBF 50	164 Mio.	87.340
	RBF 75	246 Mio.	115.660
	RBF 100	329 Mio.	143.980
Dräntische			
% Drainierte Fläche	25	1 Mio.	219.540
	50	1 Mio.	331.910
	75	2 Mio.	414.870
	100	3 Mio.	478.650

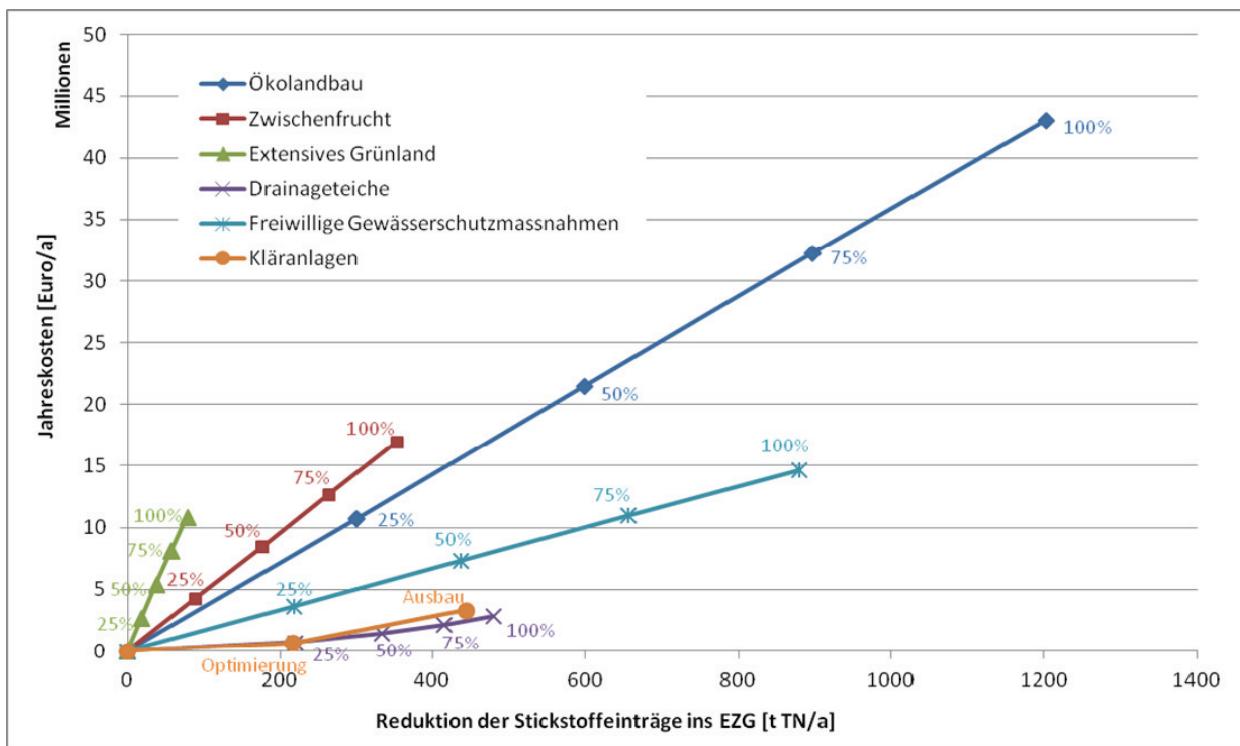


Abbildung 14 Kosten und Wirksamkeiten für Einzelmaßnahmen im Einzugsgebiet der unteren Havel

Einträge und erreichte Konzentrationen als Folge der Maßnahmenpakete

In Tabelle 7 wird gezeigt, wie sich die jährlichen Kosten auf die einzelnen Maßnahmen verteilen und welche jährlichen Eintragsreduktionen dabei erreicht werden können. Aufbauend auf den Ergebnissen der Berechnungen der Einzelmaßnahmen wurden anschließend Maßnahmenkombinationen zusammengestellt. Begonnen wurde mit denjenigen Maßnahmen, welche die besten Kosten-Wirksamkeiten aufweisen. Um die im Modul 1 erarbeitete Zielwertkonzentration von $0,9\text{mg L}^{-1}\text{TN}$ zu erreichen, wurde mit jeder weiteren Maßnahmenkombination eine Maßnahme hinzugenommen bzw. im Umfang erhöht bei gleichzeitiger Reduzierung der anderen Maßnahmenanteile. Dabei erhöht sich die Reduktionsleistung und somit verbessert sich der Zielwert, allerdings steigen die Kosten dabei überproportional. Dies hat zur Folge, dass sich die Kosten-Wirksamkeit der einzelnen Maßnahmenpakete bei jeder weiteren Kombination verschlechtert (siehe Tabelle 8). Die Berechnungen zeigen, dass bei voller Nutzung der landwirtschaftlichen und drainierten Fläche mit der wirksamsten Maßnahme (Ökolandbau und Retentionsteiche) sowie der höchsten Ausbaustufe der Klärwerke der innerhalb des Nitrolimit-Projektes erarbeitete Zielwert von $0,9\text{mg L}^{-1}\text{TN}$ nicht erreicht wird.

Tabelle 8 Maßnahmenkombinationen

	Landwirtschaft I (Ackerland)	Landwirtschaft II (Ackerland + Grünland)	Landwirtschaft III (Grünland)	Drainage	Klärwerk	Ø Kosten (Mio. € a ⁻¹)	Reduktion (t N a ⁻¹)	Kosten - Wirksamkeit (€ Kg N _{red} ⁻¹)	Erreichte Zielwertkonzentration (mg L ⁻¹)
MP I	GEWÄSS 100			DRÄN 25	KA optimiert	16	1200	13	1,25
MPt II	GEWÄSS 75	ÖKO 25		DRÄN 25	KA Ausbau	26	1506	17	1,14
MP III	GEWÄSS 50	ÖKO 50		DRÄN 50	KA Ausbau	34	1646	20	1,11
MP IV	GEWÄSS 50	ÖKO 50		DRÄN 100	KA Ausbau	35	1723	20	1,10
MP V	GEWÄSS 50	ÖKO 50	GRÜN 25	DRÄN 100	KA Ausbau	38	1729	22	1,10
MP VI	GEWÄSS 50	ÖKO 50	GRÜN 50	DRÄN 100	KA Ausbau	40	1761	23	1,09
MP VII		ÖKO 100		DRÄN 100	KA Ausbau	49	1887	26	1,06

MP = Maßnahmenpaket

In Abbildung 15 sind die Maßnahmenpakete zusammen mit den erreichbaren Zielwertkonzentrationen abgetragen. Als zusätzliche Information enthält die Grafik die einzelnen Eintragspfade und ihren Anteil an den jeweiligen Gesamteinträgen. Insbesondere die beiden Eintragspfade Grundwasser und Drainage tragen zu einer Verringerung der Einträge bei.

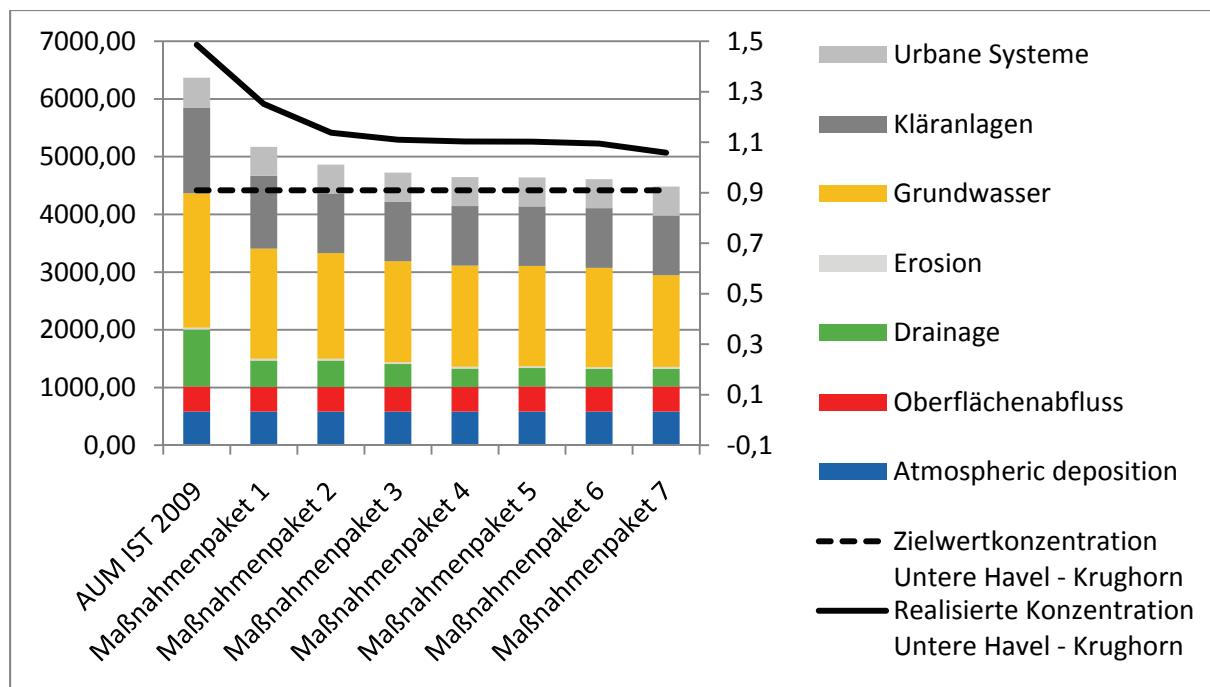


Abbildung 15 Einträge in ta^{-1} der Maßnahmenkombinationen für Stickstoff nach Eintragspfad und erreichte Konzentrationen in mgL^{-1} an der Unteren Havel (Krughorn)

4.3 Nutzen aus der Verbesserung des ökologischen Zustandes der Gewässer

Der ökonomische Nutzen einer Verbesserung der Gewässerqualität in ausgewählten Gewässern der Untersuchungsregion Berlin-Brandenburg wurde mit Hilfe einer Bevölkerungsumfrage ermittelt. Sie wurde in zwei Schritten durchgeführt. Erstens, in einer Telefonbefragung wurde gefragt, ob und wie häufig die Personen Gewässer in der Region Berlin-Brandenburg zu Erholungszwecken im Jahr vor dem Interview aufgesucht haben. Aus den Teilnehmern wurden anschließend Personen für eine zweite Befragung rekrutiert. Sie wurde als Online-Befragung durchgeführt. In dieser Umfrage wurde die Zahlungsbereitschaft für eine Verbesserung der Gewässerqualität in Spree, Dahme und Havel mit Hilfe eines Choice Experimentes (Auswahlexperimentes) erhoben. Im Folgenden werden zunächst sozio-demographische Angaben zu beiden Stichproben gemacht, dann die Ergebnisse zur Erholungsnutzung berichtet und anschließend Ergebnisse zur Zahlungsbereitschaft vorgestellt.

4.3.1 Teilnehmer der Befragungen

Tabelle 9 zeigt die Werte für soziodemographische Merkmale der Bevölkerung in Berlin und in Brandenburg sowie für die beiden Stichproben „Berlin“ und „Brandenburg“. Bei den Merkmalen Alter, Geschlecht und Personen pro Haushalt bestehen geringe Abweichungen zwischen Stichprobe und Bevölkerung. Personen, die an der Umfrage teilgenommen haben, sind im Mittel etwas älter und ihre Haushalte umfassen im Mittel mehr Personen. Die Verteilung der Geschlechter entspricht recht genau den Werten aus der Bevölkerung. Größere Unterschiede gibt es dagegen bei den Merkmalen Bildung und Einkommen. Vergleicht man die beiden Stichproben aus der Telefonbefragung und der Online-Befragung miteinander, dann zeigt sich, dass die Teilnehmer der Telefonbefragung im Mittel etwas älter sind, und ein Teilnehmer der Online-Umfrage ein im Mittel höheres Einkommen haben. Beide Effekte sind statistisch signifikant, allerdings ist die Effektgröße sehr gering.

Tabelle 9 Soziodemographische Angaben Bevölkerung und Stichproben

	Berlin		Brandenburg	
	Bevölkerung	Umfrage	Bevölkerung	Umfrage Mittelw.(sd)
		Mittelw.		
Telefonbefragung	Personen (Anzahl)	3.292*	1.085	2.495* 1.096
	Alter (Jahre)	42,3	45,27	45,80 48,30
	Frauen (%)	51	50	50 50
	Personen pro Haushalt (Anzahl)	1,70	2,07	2,00 2,31
	Nettohaushaltseink ¹ (€ / Monat)	1.650,00	2491,05	1.750,00 2756,95
	Realschule (%)	29	26	52 33
	Universität (%)	17	33	7 25
	Personen (Anzahl)		409	343
	Alter (Jahre)	42,3	43,66	45,8 46,44
	Frauen (%)	50	48	50 50
Online-Befragung	Personen pro Haushalt (Anzahl)	1,7	2,08	2.0 2,44
	Nettohaushaltseink ² (€ / Monat)	1.650,00	2.555,95	1.750,00 3.005,83
	Realschule (%)	29	21	52 28
	Universitätsabschluss (%)	17	41	07 31

Note: * in 1.000; aufgrund fehlender Angaben 1) n = 1681; 2) n = 616

4.3.2 Erholungsnutzung der Gewässer in Berlin und Brandenburg

Im ersten Teil der Umfrage wurde gefragt, ob die Person Gewässer in der Region Berlin-Brandenburg in den zwölf Monaten vor der Umfrage zur Erholung aufgesucht hat. Wurde die Frage bejaht, dann wurde gefragt, welches Gewässer die Person am häufigsten in diesem Zeitraum besucht hat. Abbildung 18 zeigt den Wohnort der befragten Personen sowie die besuchten Gewässer. Um die Übersichtlichkeit der Karte zu erhalten, wurden keine Verbindungen zwischen Wohnort und besuchtem Gewässer dargestellt. Mittels einer Netzwerkanalyse, die das Straßennetz von Berlin und Brandenburg zur Grundlage hatte, wurden im GIS die Entferungen zwischen Wohnort und Gewässer als kürzeste Straßenentfernung berechnet.

Insgesamt können 1.883 Telefoninterviews für diese Analyse genutzt werden, d.h. die Adressangaben sowohl für den Wohnsitz als auch für das am häufigsten besuchte Gewässer sind vollständig. Aus dieser Gruppe sind 951 Personen wohnhaft in Berlin und 932 Personen in Brandenburg. Sie haben im Durchschnitt das von ihnen am häufigsten besuchte Gewässer 41 pro Jahr mal zu Erholungszwecken aufgesucht. Dieser Wert wird jedoch stark von einigen hohen Besuchswerten beeinflusst, d.h. von Personen die mehr als 100 mal das genannte Gewässer besucht haben. Der Median, als konservativeres Maß, liegt bei 15 Besuchen und der getrimmte Mittelwert (5 Prozent der kleinsten und 5 Prozent der größten Werte werden nicht berücksichtigt) bei 29 Besuchen in den letzten 12 Monaten vor dem Interview an dem am häufigsten besuchten Gewässer. Rechnet man diese Zahlen basierend auf der Anzahl der Haushalte in Berlin (1.958.128) und Brandenburg (907.970) hoch, dann ergeben sich zwischen 38 Millionen (Median) und 119 Millionen (getrimmter Mittelwert) Besuche an den am häufigsten besuchten Gewässern in der Region innerhalb des Jahres vor der Umfrage. Diese Zahlen gehen von der Annahme aus, dass nur eine Person pro Haushalt das jeweilige Gewässer besucht hat und dürften zu einer Unterschätzung führen. Im Durchschnitt hat jeder Haushalt in der Region etwa 2,1 Mitglieder. Geht man davon aus, dass die Besuche gemeinsam von den Haushaltmitgliedern durchgeführt wurden, dann verdoppelt sich die Zahl der Besuche etwa. Tabelle 10 zeigt die Anzahl der Besuche differenziert nach Bundesland sowie die Werte für beide Bundesländer zusammen. Die Zahl der Gesamtbesuche an Gewässern der Region dürfte über diesem Wert liegen, da in der Umfrage nur die Besuche an dem am häufigsten besuchten Gewässer abgefragt wurden.

Tabelle 10 Anzahl der Besuche an dem am häufigsten besuchten Gewässern

	Statistik Besuche (Tage)			Hochrechnung (in Mio)	für Haushalte
	Mittelw.	Mittelw. 5% ge- trimmt	Median	Mittelw. 5 % getrimmt	Median
Berlin	32,8	22,9	10	85,5	19,6
Brandenburg	49,8	37,8	20	34,3	18,2
Insgesamt	41,2	29,9	15	119,8	37,8

N = 1883; Anmerkung: Die Anzahl der Haushalte für diese Berechnung ist: 1.958.128 für Berlin und 907.970 für Brandenburg.

In der Umfrage wurde auch nach den Aktivitäten am besuchten Gewässer gefragt. Pro Person konnten zwei Aktivitäten genannt werden. Die beliebteste Tätigkeit an einem Gewässer ist das Spazieren gehen (30 % der Nennungen) gefolgt von Schwimmen (20,5 % der Nennungen) und Radfahren (11,6 % der Nennungen). Dagegen entfallen auf Angeln nur 2,4 % der Nennungen. Andere genannte Aktivitäten sind Boot fahren, Joggen und Wandern. Tabelle 11 zeigt die Gewässerbeseuche nach Bundesland. Die Mehrzahl der Personen hat ein Gewässer im eigenen Bundesland besucht. So sind 35,9 %

der Personen aus Berlin und haben ein Gewässer dort besucht. Aus Brandenburg kommen 46 % der Personen und haben ein Gewässer in Brandenburg besucht.

Tabelle 11 Besuche nach Bundesländern und Gewässertyp

Von => nach	Berlin			Brandenburg		
	Besuche	% aller Besuche	km (median)	Besuche	% aller Besuche	km (median)
Berlin	675	35,9	6,7	276	14,7	37,7
Brandenburg	64	3,4	12,4	868	46,1	6,4

Anzahl aller Besuche = 1883 (100 %)

Welchen Gewässertyp suchen die befragten Personen bevorzugt auf? Tabelle 12 zeigt hier die Auswertungen. Jeweils knapp zwei Drittel der befragten Personen, jeweils ein Drittel aus Berlin und ein Drittel aus Brandenburg, haben am häufigsten einen See besucht. An einem Fließgewässer waren jeweils 18 %. Interessant ist, dass mehr Personen einen See besucht haben, Seen jedoch deutlich weniger Besuche auf sich ziehen als Fließgewässer. Personen aus Berlin haben im Mittel Seen bei 29 mal besucht während sie Fließgewässer rund 40 mal aufgesucht haben. Personen aus Brandenburg haben Seen rund 44 mal und Fließgewässer rund 60 aufgesucht in den zwölf Monaten vor dem Interview.

Tabelle 12 Bevorzugter Gewässertyp

Gewässertyp => Besucher aus ...	Berlin	Brandenburg	Gesamt
Fließgewässer	Besucher (N / %)	343 / 18,2	339 / 18,0
	Ø km (median)	4,9	4,9
	Ø Qualität	2,25	2,0
	Ø Anzahl Besuche	40,3	60,1
	Besuche aggregiert (Mio.)	21,0	31,1
See	Besucher (N)	606 / 32,2	590 / 31,3
	Ø km (median)	14,5	7,6
	Ø Qualität	1,9	1,8
	Ø Anzahl Besuche	28,5	43,9
	Besuche aggregiert (Mio.)	26,4	39,6

Anzahl aller Besuche = 1883 (100 %); aufgrund fehlender Antworten stehen für Qualität nur 1842 Beobachtungen zur Verfügung

Die Seen wurden pro Person seltener aufgesucht, dafür werden aber größere Distanzen zurückgelegt. Personen aus Berlin fahren 14,5 km (Median) um an den am häufigsten besuchten See zu gelangen, während sie nur 4,9 Kilometer (Median) zurücklegen wenn sie das entsprechende Fließgewässer aufsuchen. Für Personen aus Brandenburg ist die Median-Entfernung für beide Gewässertypen niedriger, aber auch hier liegt die Entfernung zu dem am häufigsten besuchten See über der Entfernung die für Besuche an den entsprechenden Fließgewässern zurückgelegt wurde.

Die Personen wurden zudem gebeten, auf einer vierstufigen Skala (1 = sehr gut; 4 = sehr schlecht) die Qualität des von ihnen am häufigsten besuchten Gewässers anzugeben. Wie die Werte zeigen, wird die Qualität der Seen als höher eingestuft (Mittelwert von 1,8 auf der vierstufigen Skala). Diese Unterschiede in der Qualitätsbewertung für Fließgewässer und Seen sind statistisch signifikant. Auch die Unterschiede in der Bewertung der Qualität der Fließgewässer zwischen Personen aus Berlin und Brandenburg sind statistisch signifikant. Dagegen unterscheiden sich beide Gruppen nicht hinsichtlich

ihrer Bewertungen der Qualität von Seen. Zu berücksichtigen ist dass die Angaben zur Qualität sich jeweils auf Seen aus Berlin und Brandenburg und auf Fließgewässer aus Berlin und Brandenburg beziehen.

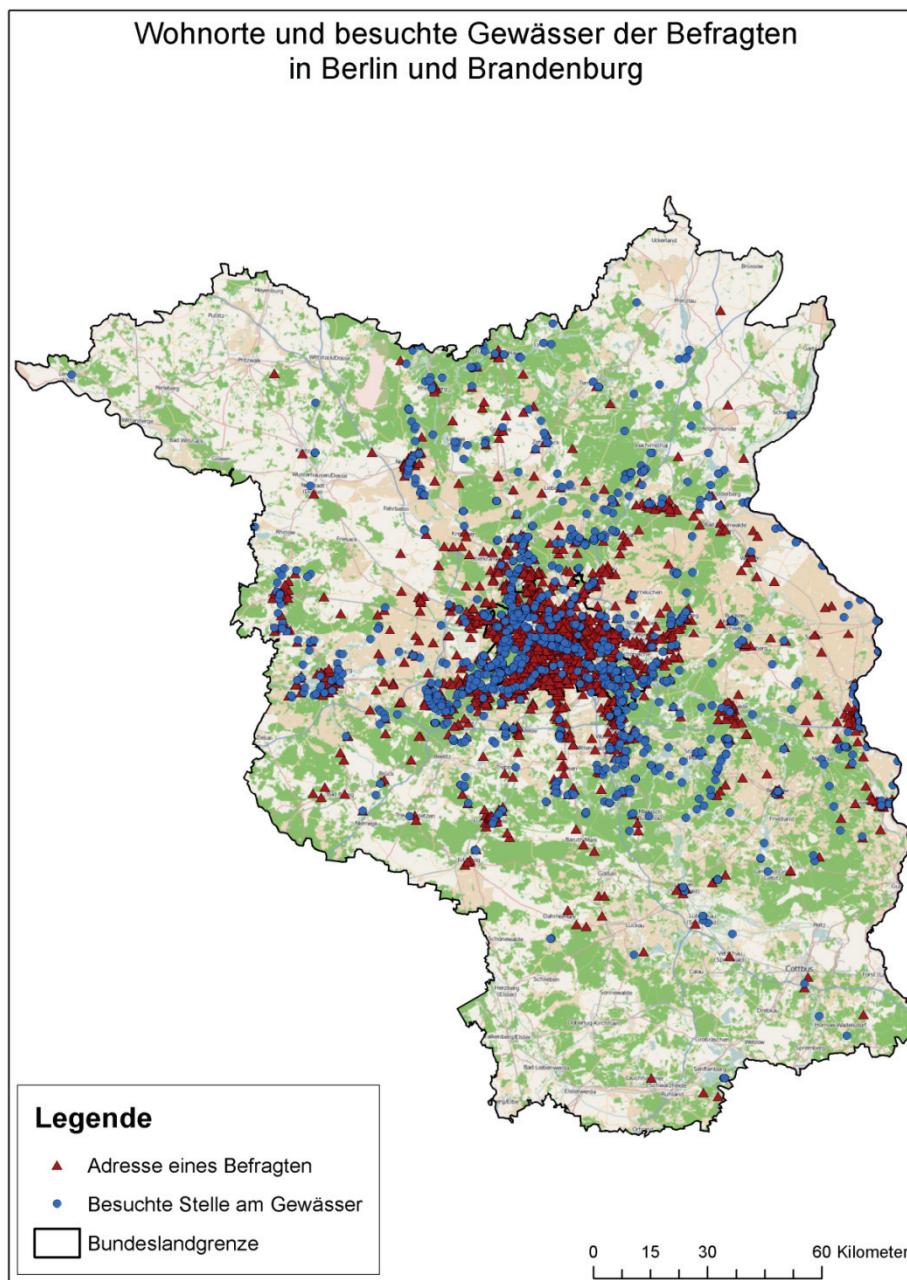


Abbildung16 Wohnorte der Befragten und am häufigsten besuchte Gewässer in der Untersuchungsregion

4.3.3 Zahlungsbereitschaft für die Verbesserung der Gewässerqualität

Die Online-Umfrage haben 752 Personen vollständig beantwortet. Zur Entwicklung des Fragebogens sowie der Auswahl der Grundgesamtheit sei hier auf die vorhergehenden Berichte verwiesen (NITROLIMIT Zwischenbericht 12/13). Wichtige Bestandteile des Fragebogens waren eine Karte zum IST-Zustand der Gewässerqualität und eine Wasserqualitätsleiter (siehe hierzu auch Meyerhoff et al, 2014). Sie dienten dazu, die befragten Personen über die derzeitige Qualität der relevanten Gewässer zu informieren.

serabschnitte (Untere Havel, Obere Havel, Stadtspree, Spree-Köpenick, Dahme-Scharmützelsee) sowie über den Zusammenhang zwischen Wasserqualität und Erholungsaktivitäten und den Zusammenhang zwischen Wasserqualität und Tier- und Pflanzenarten im und am Gewässer zu informieren. Anschließend wurden den befragten Personen zwölf Auswahlsets (Choice Sets) in zufälliger Reihenfolge vorgelegt (Abbildung 17). Jedes Auswahlset umfasst zwei Optionen zur Verbesserung der Gewässerqualität, die jeweils mit einem positiven Preis verbunden sind. Diese beiden Optionen werden jeweils in Form einer Karte dargestellt. Zusätzlich wird die Option angeboten, den heutigen Zustand zu wählen. Die Erstellung der Auswahlsets erfolgte mit Hilfe eines statistischen Designs. Es kombiniert die Level der Attribute (Tabelle 13) zu Alternativen.

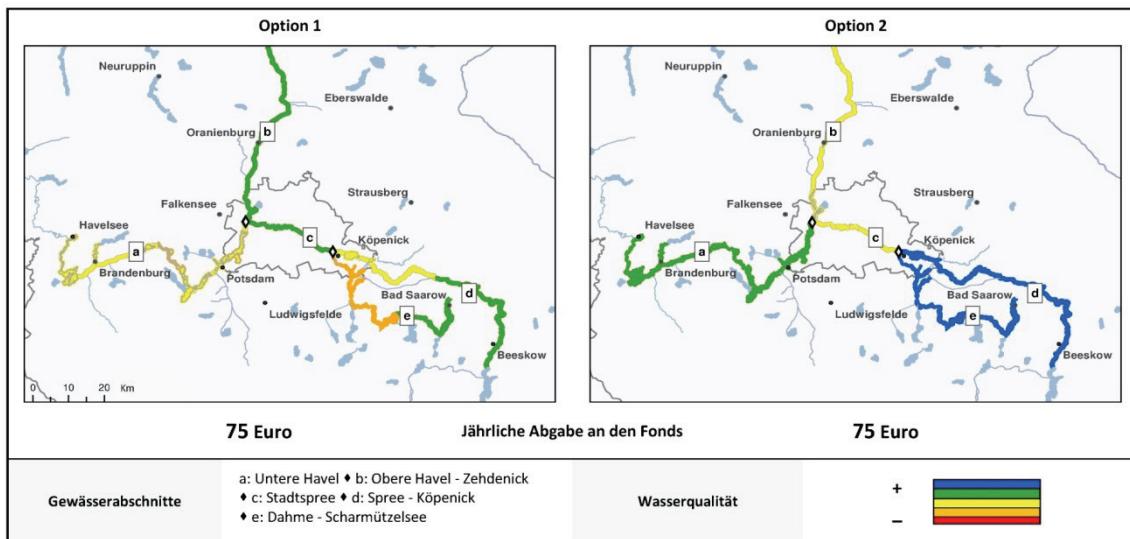


Abbildung 17 Beispiel eines Auswahlsets aus der Umfrage

Tabelle 13 Attribute und ihre Level für das Choice Experiment

Attribute	Level	Wasserqualität			
Flussabschnitt	Derzeitige Qualität	mäßig	gut	sehr gut	
Untere Havel (a)	schlecht/mäßig	mäßig	gut	sehr gut	
Obere Havel (b)	schlecht/mäßig	mäßig	gut	sehr gut	
StadtSpree (c)	schlecht/mäßig	mäßig	gut	./.	
Spree-Köpenick (d)	mäßig/gut	./.	gut	sehr gut	
Dahme-Scharmützelsee (e)	schlecht/gut	mäßig / gut	gut	sehr gut	
Kosten pro Jahr in €	10 / 25 / 50 / 75 / 100 / 150				

Die Teilnehmer der Umfrage wurden gebeten, auf jedem Choice Set diejenige Option auszuwählen, die für sie den höchsten Nutzen stiften würde. Ausgehend von diesen Auswahlentscheidungen wird mit Hilfe ökonometrischer Modelle (z.B. Conditional Logit (CL) Model, Random Parameter Logit (RPL) Model; siehe Hensher et al. 2005, Train 2003) geschätzt, welchen Einfluss eine Verbesserung der Gewässerqualität in einem Flussabschnitt auf die Wahrscheinlichkeit hat, dass eine der drei Optionen je Auswahlset gewählt wird. Die in den Modellen geschätzten Koeffizienten werden anschließend dazu genutzt, die marginalen Zahlungsbereitschaften zu errechnen. Sie geben an, wie viel Geld die befragten Personen im Durchschnitt für eine Verbesserung um eine Einheit, zum Beispiel von einer mäßigen auf eine gute Qualitätsstufe, zu zahlen bereit sind. Die in Tabelle 14 präsentierten marginalen Zahlungsbereitschaften wurden auf der Basis eines RPL-Modells berechnet. Bei der Schätzung der

Modelle wurde berücksichtigt, dass das durchschnittliche Einkommen in den Stichproben höher ist als in der Bevölkerung. Als Basis wurde ein Einkommen von 1700 Euro pro Monat gesetzt. Dies entspricht etwa dem Durchschnitt der Haushaltseinkommen in Berlin und Brandenburg. Der Einfluss höherer Einkommen auf die Zahlungsbereitschaft wird über einen Interaktionseffekt berücksichtigt.

Tabelle 14 Marginale Zahlungsbereitschaften für die Verbesserung der Gewässerqualität in € a⁻¹

Qualitätsverbesserung je Flussabschnitt		Marginale Zahlungsbereitschaft		
		€/Jahr/Haushalt	95%-Konfidenzintervall	
Untere Havel	schlecht/mäßig -> mäßig	9,04	4,20	13,88
	schlecht/mäßig -> gut	30,92	26,65	35,19
	schlecht/mäßig -> sehr gut	42,19	37,86	46,52
Obere Havel	schlecht/mäßig -> mäßig	*		
	schlecht/mäßig -> gut	23,20	18,77	27,63
	schlecht/mäßig -> sehr gut	30,62	26,50	34,74
Stadtspree	schlecht/mäßig -> mäßig	7,63	4,26	11,00
	schlecht/mäßig -> gut	18,72	15,57	21,88
Spree-Köpenick	mäßig/gut -> gut			
		19,82	14,69	24,97
Dahme	mäßig/gut -> sehr gut	17,99	15,26	20,72
	schlecht/gut -> mäßig	19,13	14,03	24,22
	schlecht/gut -> gut	30,17	24,09	36,25
	schlecht/gut -> sehr gut	23,61	20,15	27,08

Anmerkung: * = Wert für marginale Zahlungsbereitschaft nicht statistisch signifikant; für das zugrundeliegende Modell wurden folgende Annahmen getroffen: Wasserqualitätsattribute folgen einer Normalverteilung, das Preisattribut folgt einer Dreiecksverteilung (constrained triangular), eine mögliche Korrelation der Fehlerterme zwischen den Optionen 1 und 2 wird über eine Error-Component abgebildet.

Für die drei Gewässer Untere Havel, Obere Havel und Spree steigt die marginale Zahlungsbereitschaft mit den Verbesserungsstufen jeweils an. Für eine Verbesserung auf eine höhere Stufe, ausgehend von der heutigen Qualität, sind die befragten Personen somit bereit einen höheren Preis zu zahlen. Bei dem Spree-Köpenick Abschnitt und dem Dahme Abschnitt wird eine Verbesserung auf die höchste Qualitätsstufe (sehr gut) jedoch nicht so stark bewertet wie eine Verbesserung auf eine gute Qualität. Den befragten Personen scheint die Erreichung des guten Zustandes für diese Gewässer wichtiger zu sein als eine sehr gute Qualität. Allerdings liegen die Werte für den Spree-Köpenick Abschnitt sehr nah beieinander. Basierend auf den Ergebnissen der geschätzten Modelle werden auch die Wohlfahrtseffekte für verschiedene Politikszenarien berechnet (für die Formeln siehe Meyerhoff et al. 2014). In Tabelle 15 sind die Zahlungsbereitschaften als Ausdruck der Nutzen aus einer Verbesserung aller Flussabschnitte a) auf eine gute Wasserqualität und b) auf die jeweils höchst mögliche Qualitätsstufe dargestellt. Danach würde ein Haushalt im Untersuchungsgebiet einen Nutzen (positive Wohlfahrtswirkung) in Höhe von 154 Euro pro Jahr erfahren wenn eine gute Qualität in allen Abschnitten erreicht würde. Der Nutzen würde 164 Euro pro Jahr betragen wenn alle Gewässerabschnitte auf die jeweils höchste mögliche Qualität verbessert würden.

Die Hochrechnung der Nutzen für eine Verbesserung der fünf Flussabschnitte auf eine gute Qualität ergibt einen Gesamtnutzen in Höhe von 441,4 Millionen Euro pro Jahr ausgehend von der mittleren Zahlungsbereitschaft. Diese Hochrechnung basiert auf der Anzahl der Haushalte im Untersuchungsgebiet, da in der Umfrage nach der Zahlungsbereitschaft eines Haushaltes gefragt wurde. Den befragten Personen wurde zudem gesagt, dass sie für einen Zeitraum von zehn Jahren den von ihnen akzeptierten Preis zahlen müssten. Legt man diesen Zeitraum zugrunde, dann ergibt sich ein Gesamt-

nutzen aus einer Verbesserung auf eine gute Qualität von rund 3,8 Milliarden Euro bei einer Diskontrate von drei Prozent.

Tabelle 15 Nutzen aus Qualitätsverbesserungen und Hochrechnung

Nutzen in € pro Haushalt und Jahr	Berlin (BE) (1.958.128 Haushalte) in Mio. €	Brandenburg (BB) (907.970 Haushalte) in Mio. €	BE und BB in Mio. €	
Gute Wasserqualität (EU-WRR)	154,00 (141,7-166,8)	301,5 (277,5 - 326,6)	139,8 (128,7 - 151,4)	441,4 (406,1 - 478,1)
Sehr gute Wasserqualität (Stadtspree gute Qualität)	164,00 (152,5-176,6)	321,1 (298,0 - 345,8)	148,9 (138,2 - 160,3))	470,0 (436,2 - 506,2)

Anmerkung: 95 %-Konfidenzintervalle in Klammern

4.4 Kosten-Nutzen-Analyse Untere Havel

Ziel einer Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) (Boardman et al. 2006) ist der Vergleich von negativen Effekten (Kosten) und positiven Effekten (Nutzen) öffentlicher Investitionen und Regulierungen. Im Folgenden wird für eine Verbesserung der Gewässerqualität der Unteren Havel untersucht, ob die hierfür erforderlichen Maßnahmen aus ökonomischer Sicht für die Gesellschaft zu höheren Nutzen als Kosten führen würden. Die Beschränkung auf die Untere Havel erfolgt, da die Bewertung von Maßnahmenbündel u.a. mit dem Modell MONERIS nur für diesen Flussabschnitt komplett abgeschlossen werden konnte. Da die KNA somit nur für einen der fünf im Choice Experiment untersuchten Flussabschnitte durchgeführt wird, können auch nicht die in Tabelle 15 präsentierten Nutzen verwendet werden. Sie beziehen sich auf Qualitätsverbesserungen in allen

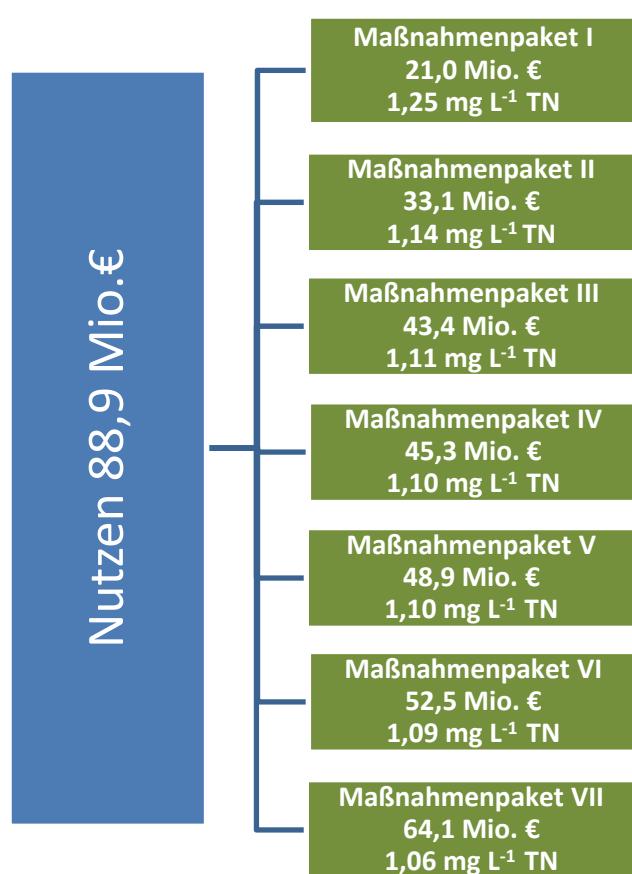


Abbildung 18 Nutzen & Kosten der verschiedenen Maßnahmenpakete

fünf Abschnitten. Im Weiteren wird daher als Maß für den Nutzen die marginal Zahlungsbereitschaft für eine gute Gewässerqualität verwendet. Sie beträgt im Mittel 31 Euro pro Haushalt und Jahr für die Untere Havel. Wird dieser Wert für die Anzahl der Haushalte in der Untersuchungsregion hochgerechnet, dann ergibt sich ein Gesamtnutzen in der Höhe von 88,9 Mio. Euro pro Jahr.

Für die Untere Havel würde mit keinem der untersuchten Maßnahmenpakete der im NITROLIMIT-Projekt abgeleitete Stickstoff-Zielwert von $0,9 \text{ mg L}^{-1}$ erreicht. Er müsste nach den Ergebnissen aus Module 1 erreicht werden, um einen guten ökologischen Zustand zu erreichen. Es wird davon ausgegangen, dass dieser Zustand mit der im Choice Experiment verwendeten Qualitätsstufe „gut“ korrespondiert. In Abbildung 18 sind die verschiedenen Maßnahmenpakete mit den Gesamtkosten pro Jahr sowie dem jeweiligen erreichbaren Zielwert aufgeführt. Danach ist der Nutzen pro Jahr höher als die Kosten der verschiedenen Maßnahmenprogramme. Allerdings fallen Kosten und Nutzen in unterschiedlichen Zeiträumen an, ein Abgleich der Kosten und Nutzen nur auf der Ebene eines einzelnen Jahres ist daher nicht hinreichend.

In Tabelle 16 sind die Ergebnisse der KNA für die sieben Maßnahmenpakete dargestellt. Folgende Annahmen liegen den Berechnungen zugrunde: Die Kosten werden für einen Zeitraum von 19 Jahren (siehe 4.2), der Nutzen für einen Zeitraum von 10 Jahren (siehe 4.3) eingestellt und es wird von einer Diskontrate von 3 Prozent ausgegangen. Tabelle 16 enthält zusätzlich Ergebnisse einer Sensitivitätsanalyse. Ihr Ziel ist es, abzuschätzen, wie sich mögliche Unsicherheiten hinsichtlich der Entwicklung von Kosten und Nutzen auf die Stabilität der Ergebnisse auswirkt. Als Methode wird eine Monte-Carlo Simulation verwendet. Es wird davon ausgegangen dass die Kosten um bis zu 10 Prozent steigen können, der Gesamtnutzen sich um bis zu 30 Prozent reduzieren kann.

Alle Maßnahmenpakete bis auf M7 führen zu einem positiven Kosten-Nutzen-Verhältnis wenn keine Unsicherheit hinsichtlich der Kosten und Nutzen angenommen wird (Tabelle 16). Allerdings liegen die Verhältnisse bei einigen Programmen nur leicht über 1 ((M3 bis M6). Wird Unsicherheit berücksichtigt, dann ist das Kosten-Nutzen-Verhältnis nur noch für die beiden Maßnahmenpakete M1 und M2 im Mittel positiv. Wenn die beiden möglichen Veränderungen, also 10 % höhere Kosten und 30 % niedrigere Nutzen, in vollem Umfang eintreffen würden, dann verringert sich das Kosten-Nutzen-Verhältnis für M1 auf einen Wert von 1.6 und der Wert für M7 auf einen Wert von 0.5; er liegt deutlich unterhalb des Schwellenwertes von 1.

Tabelle 16 Nutzen-Kosten-Verhältnisse für die Maßnahmenpakete

	M1 $1,25 \text{ mg L}^{-1}$	M2 $1,14 \text{ mg L}^{-1}$	M3 $1,11 \text{ mg L}^{-1}$	M4 $1,10 \text{ mg L}^{-1}$	M5 $1,10 \text{ mg L}^{-1}$	M6 $1,09 \text{ mg L}^{-1}$	M7 $1,05 \text{ mg L}^{-1}$
NKV keine Unsicherheit	2.51	1.60	1.22	1.17	1.08	1.01	0.82
Mittleres NKV bei Unsicherheit	2.04	1.29	0.99	0.94	0.87	0.81	0.67
NKV stärkste Veränderung	1.60	1.02	0.78	0.74	0.69	0.64	0.53

Anmerkung: Die Werte für NKV bei Unsicherheit sind die Mittelwerte über 5000 Realisierungen hinweg

Wie sind diese Ergebnisse zu bewerten? Zunächst ist daran zu erinnern, dass mit keinem der Maßnahmenprogramme der im Projekt NITROLIMIT ermittelte Zielwert erreicht werden kann. Der Grund hierfür ist das im Vergleich zu M7 keine weiteren wirksamen und im Bereich der Wirtschaftlichkeit liegenden Maßnahmen zur Verfügung stehen. So fehlen im Bereich der Landwirtschaft weitere verfügbare Flächen. Die Ergebnisse beziehen sich damit auf geringere Zielwerte als den im NITROLIMIT-Projekt abgeleiteten Wert. Wirtschaftlich im Sinne der KNA (Nutzen-Kosten-Verhältnis > 1) sind damit nur die Maßnahmenpakete M1 (Zielwert $1,25 \text{ mg L}^{-1}$) und M2 (Zielwert $1,14 \text{ mg L}^{-1}$). Ist ein Zielwert geringer als $1,14 \text{ mg L}^{-1}$ für die Erreichung einer guten Gewässerqualität in Anlehnung an die EU-WRRL erforderlich, dann sind die Kosten bei den hier getroffenen Annahmen nicht mit Sicherheit vollständig von dem Nutzen gedeckt. Ist ein Zielwert kleiner $1,09 \text{ mg L}^{-1}$ Voraussetzung für die Errei-

chung des guten Zustandes, dann sind die hierfür erforderlichen Maßnahmenprogramme nach den vorliegenden Berechnungen nicht wirtschaftlich. Zu beachten ist, dass das Nutzen-Kosten-Verhältnis auch für die Programme M1 und M2 zwar positiv ist, aber nicht sehr hoch ausfällt.

Bei der Bewertung der Ergebnisse sind mehrere Punkte zu berücksichtigen: Erstens, die Berechnungen wurden nur für die Untere Havel durchgeführt. Wird die Gewässerqualität der Unteren Havel verbessert, können sich aufgrund der Maßnahmen auch Verbesserungen in anderen Flussabschnitten ergeben. Den Programmen wäre in diesem Fall ein höherer Nutzen anzurechnen. In welchem Umfang ein höherer Nutzen anfallen würde, müssen weitere Berechnungen zeigen. Zweitens, die Ergebnisse zeigen den Zusammenhang zwischen Kosten-Nutzen-Verhältnis und Zielwert. Je niedriger der Zielwert (mg L^{-1}), desto geringer ist auch die Wirtschaftlichkeit. Wären höhere Zielwerte hinreichend für die Erreichung der gewässerpolitischen Ziele, dann verbessert dies auch die Wirtschaftlichkeit. Drittens, in der Umfrage wurde ein Zeitraum von 10 Jahren für die Zahlungen angegeben. Der Grund hierfür war, dass Personen sich oft nicht gerne über sehr lange Zeiträume an Ausgaben binden, da zum Beispiel Unsicherheiten bezüglich der eigenen ökonomischen Verhältnisse bestehen. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Gesellschaft auch über den Zeitraum von zehn Jahren hinaus eine positive Zahlungsbereitschaft für eine gute Wasserqualität hat. Auch dies würde sich positiv auf das Kosten-Nutzen-Verhältnis auswirken. Viertens, eine gute Gewässerqualität im Anschluss an die EU-WRRL erfordert gegebenenfalls mehr als eine Reduktion der Nährstoffeinträge. Zu welchen zusätzlichen Kosten diese Maßnahmen führen würden, wurde hier nicht untersucht. Entsprechend kann auch keine Aussage über ihren Einfluss auf das Kosten-Nutzen-Verhältnis getroffen werden.

4.5 Fazit: Stickstoffreduktion ... und wirtschaftlich vertretbar?

Die Frage nach der Wirtschaftlichkeit kann nicht mit einem eindeutigen Ja oder Nein beantwortet werden. Die Szenarien zur Abschätzung der erzielbaren Reduktionen mit den erstellten Maßnahmenpaketen haben gezeigt, dass die Zielkonzentration für Stickstoff aus dem NITROLIMIT-Projekt in der Unteren Havel nicht erreicht werden kann. Bei maximaler Umsetzung und Wirksamkeit der Maßnahmen werden Konzentrationen von höchsten $1,09 \text{ mg L}^{-1}$ N am Pegel Untere Havel erreicht, was einem zusätzlichen Reduktionsbedarf von 23 % der N-Einträge entspricht.

Die Ergebnisse aus der Bevölkerungsumfrage zeigen, dass eine Zahlungsbereitschaft für die Verbesserung der Wasserqualität in den untersuchten fünf Flussabschnitten besteht. Würde in allen untersuchten Flussabschnitten eine gute Qualität erreicht, dann würde daraus ein Nutzen von 440 Mio. Euro pro Jahr resultieren. Für die Untere Havel ergibt sich, hier auf Grundlage der marginalen Zahlungsbereitschaft, ein Wert von gut 89 Mio. Euro pro Jahr. Die Kosten-Nutzen-Analysen, in denen den Kosten für die kosteneffizienten Maßnahmenkombinationen die Zahlungsbereitschaft für eine gute Gewässerqualität in der Unteren Havel gegenübergestellt wurde, zeigen, dass die Kosten für das Programm mit dem niedrigsten Zielwert ($1,06 \text{ mg L}^{-1}$) über dem Nutzen liegen. Nur die Programme bis zu einem Zielwert von $1,14 \text{ mg L}^{-1}$ sind unter den getroffenen Annahmen wirtschaftlich. Diese Programme erlauben angesichts der in NITROLIMIT abgeleiteten Zielwerte nicht die vollständige Erreichung einer guten Qualität. Höhere Zielwerte würden sich also positiv auf die Wirtschaftlichkeit auswirken. Zudem würde eine Kosten-Nutzen-Analyse für alle fünf Flussabschnitte, die im Rahmen dieses Projektes nicht durchgeführt werden konnte, zeigen, ob die Kosten bei Durchführung einer Kosten-Nutzen-Analyse nur für die Untere Havel überschätzt werden.

Die zusätzlich durchgeführte Ökobilanz zeigt, dass die Maßnahmen auf Kläranlagen noch deutliche Reduktionen bei den Nährstoffeinträgen bringen können. Damit verbundene Umweltfolgen, die nicht monetär bewertet wurden, sind höhere Energieverbräuche oder ein größeres Treibhauspotential

aufgrund von Klimagasemissionen aus Kraftwerken sowie bei der Umsetzung von Stickstoff (Lachgas). Die in der Ökobilanz vorgenommenen Bewertungen zeigen jedoch auch, dass die Wirkungsrichtung (mehr oder weniger Energieverbrauch) von der spezifischen Technologie abhängt und Ergebnisse nur bedingt von einer Kläranlage auf eine andere Anlage übertragbar sind. Aus diesen Gründen wird hier auf eine Integration der Ergebnisse aus der Ökobilanz in die Kosten-Nutzen-Analyse verzichtet. Die Ergebnisse der Ökobilanz machen deutlich, dass eine ähnliche Bilanzierung auch im Bereich der Landwirtschaft geboten ist, um die Auswirkungen der Maßnahmen zur Stickstoffreduktion umfassend bewerten zu können.

Eine Entscheidung über die Umsetzung der untersuchten Maßnahmen erfordert zudem eine Debatte darüber, welche Priorität aus Sicht der Gesellschaft der Verbesserung der Qualität der untersuchten Gewässer hat. Einige der untersuchten Maßnahmenpakete sind an sich wirtschaftlich, d.h., den Kosten stehen höhere Nutzen gegenüber. Aber der Nutzen ist in einigen Fällen nur geringfügig höher als die Kosten. Ob die knappen Mittel nicht einer dringlicheren Verwendung zugeführt werden sollten kann hier nicht entschieden werden. Schließlich ist festzuhalten, dass nicht untersucht wurde, wie realistisch eine Umsetzung der unterstellten Maßnahmen ist. Im Bereich der Landwirtschaft wurde zum Beispiel die Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen auf 100 % der verfügbaren Fläche angenommen. Ein Blick in die Statistik zeigt, dass wir von einem derartigen Grad der Umsetzung weit entfernt sind.

Literatur

- AbwV (2013): Abwasserverordnung: Anhang 1, Bundesgesetzblatt I S. 1108, 2605, zuletzt geändert am 02.05.2013 im Bundesgesetzblatt I S. 973.
- Ahn, J.H., Kim, S., Park, H., Rahm, B., Pagilla, K. & Chandran, K. (2010): N₂O Emissions from Activated Sludge Processes, 2008-2009: Results of a National Monitoring Survey in the United States. Environmenatal Science & Technology, 44: 4505-4511.
- ATV (2000): Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131, Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Hennef, GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V. ATV-DVWK-A 131.
- Bach, M. (2012): Kreisebene Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlicher Nutzfläche für die Jahre 2003-2008 (unveröff.)
- Barjenbruch, M., Bracklow, U., Rühmland, S., Kraume, M. & Brand, C. (2008): Studie zu Varianten für weitere N-Senkung in Berliner Klärwerken. Berlin, Technische Universität Berlin.
- Boardman, A. E., Greenberg, D. H., Vining, A. R. & Weimer, D. L. (2006): Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice. Prentice Hal.
- BWB-GI (2013): Kommunikation mit BWB-GI (Grundlagenplanung und Investition) zu weitergehenden Stickstoffeliminierungsverfahren gemäß vorliegender Simulationsmodellierungen, Bearbeitungsstand Juni 2013.
- DWA (2004): Rückbelastung aus der Schlammbehandlung - Verfahren zur Schlammwasserbehandlung. DWA-Arbeitsgruppe AK-1.3 "Rückbelastung aus der Schlammbehandlung". Arnold, E., Beier, M., Grömping, M., Jardin, N., Kolisch, G., Kühn, V., Meyer, S., Rolfs, T., Schmidt, F., Wett, B., Otte-Witte, R., DWA (Deutsche Vereinigung für Wasser, Abwasser und Abfall).
- DWA (2010): 23. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2010, Stickstoff im Mittelpunkt. Hennef, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA).
- DWA (2012): Reduktion der Stoffeinträge durch Maßnahmen im Drän- und Gewässersystem sowie durch Feuchtgebiete, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA).
- Entwicklungsplan für den ländlichen Raum Brandenburgs und Berlins 2007-2013; Anlage 17.3: Beschreibung der Methode zur Kalkulation sowie Begründung der Zuwendungshöhen für die Maßnahmen gemäß Art. 37, 38 und 39 VO (EG) 1698/2005 der Region Brandenburg/Berlin. Abgerufen am 12.01.2014 von http://www.eler.brandenburg.de/media/fast/4055/5_Aend_Anlage_17_3_Kalkulation_15032012.pdf
- Forschungsdatenzentrum (FDZ), Statistik über die öffentliche Abwasserbehandlung (2001, 2004, 2007)
- Goedkopp, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A.D., Struijs, J. & van Zelm, R. (2009): ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint

- and endpoint level; First Edition, Report I: Characterisation. <http://www.lcia-recipe.net>, Ruimte en Milieu, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Niederlande.
- Hanjürgens, B.; Neßhöver, C. & Schniewind, I. (2012): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis - Workshop I: Einführung und Grundlagen. Abgerufen am 12.01.2014 von <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/skript318.pdf>
- Hensher, D., Rose, J. M. & Greene, W. H. (2005): Applied Choice Analysis. A Primer. Cambridge.
- Holsten, B., Ochsner, S., Schäfer, A. & Trepel, M. (2012): Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen - mit einer Regionalisierung für Schleswig-Holstein.
- ISO (2006): Umweltmanagment - Ökobilanz - Anforderung und Anleitungen. Berlin, DIN Deutsches Institut für Normung e. V. DIN EN ISO 14044:2006-10.
- ISO (2009): Umweltmanagment - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen. Berlin, DIN Deutsches Institut für Normung e. V. DIN EN ISO 14040:2009-11.
- Kampschreur, M.J., Poldermans, R., Kleerebezem, R., van der Star, W.R.L., Haarhuis, R., Abma, W., Jetten, M.S.M. & van Loosdrecht, M.C.M. (2009a): Emission of nitrous oxide and nitric oxide from a full-scale single-stage nitritation-anammox reactor. *Water Science and Technology*, 60: 3211-3217.
- Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M. & van Loosdrecht, M.C.M. (2009b): Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, 43: 4093-4103.
- KWB (2012): LCA study of sludge treatment line in WWTP Berlin-Waßmannsdorf. Project CoDiGreen Workpackage 2. Remy, C. <http://www.kompetenz-wasser.de/CoDiGreen.504.0.html>. Berlin, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.
- Meinel, F. (2011): Ökobilanz und wirtschaftlicher Vergleich verschiedener Phosphoreliminationsverfahren in Kläranlagen. Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft. Dresden, Technische Universität Dresden. Diplomarbeit.
- Meyerhoff, J., Boeri, M. & Hartje, V. (2014): The value of water quality improvements in the region Berlin-Brandenburg as a function of distance and state residency. *Water Resources and Economics* (<http://dx.doi.org/10.1016/j.wre.2014.02.001>).
- MIL (2012): Richtlinie des Ministeriums für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg zur Förderung umweltgerechter landwirtschaftlicher Produktionsverfahren und zur Erhaltung der Kulturlandschaft der Länder Brandenburg und Berlin (KULAP 2007) vom 27. August 2010 geändert mit Erlass vom 29. Juli 2010 und vom Erlass 30. Januar 2012.
- Mutz, D. (2013): Vergleichende Ökobilanz zu weitergehenden Stickstoffeliminierungsmaßnahmen in Großkläranlagen. Institut für Technischen Umweltschutz. Berlin, TU Berlin. Master-Thesis.
- Osterburg, B. & Runge, T. (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasser schutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völkenrode, 307.
- Schäfer, S. (2009): Verfahrensvergleich der Abwasserbehandlung - Bilanzierung und Vergleich von drei ausgewählten Berliner Klärwerken. Ingenieurwissenschaften II - Umweltverfahrenstechnik. Berlin, Fachhochschule für Technik und Wirtschaft Berlin. Diplomarbeit.
- Schneider, Y., Beier, M. & Rosenwinkel, K.-H. (2013): Nitrous oxide formation during nitritation and nitrification of high-strength wastewater. *Water Science and Technology*, 67: 2494-2502.
- Train, K. (2003): Discrete Choice Methods with Simulation. Cambridge.
- VDI (2012): Kumulierter Energieaufwand (KEA) Begriffe, Berechnungsmethoden. Düsseldorf, Verein Deutscher Ingenieure e.V. (VDI) VDI 4600.
- Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) (2012): AbwV. Deutschland, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Wicht, H. & Beier, M. (1995): N₂O Emission aus nitrifizierenden und denitrifizierenden Kläranlagen. KA Korrespondenz Abwasser, 42: 404-406.
- Zech, M. (2008): Bewertung der Berliner Großkläranwerke im Hinblick auf Einsparungen durch die Umstellung von Simultanfällung zu vermehrter, biologischer Phosphatentfernung. Ingenieurwissenschaften II - Umweltverfahrenstechnik. Berlin, Fachhochschule für Technik und Wirtschaft Berlin. Diplomarbeit.

MODUL 5 PROJEKTKOORDINATION UND KOMMUNIKATION

Claudia Wiedner, Jeanette Schlief (BTU-BS)

Für den Erfolg des Projektes sind sowohl die interne als auch die externe Kommunikation von ausschlaggebender Bedeutung.

5.1 Interne Kommunikation

Ziel

Durch regelmäßige Projektworkshops und –seminare sollte eine optimale projektinterne Vernetzung und ein reibungsloser Informations- und Ergebnisfluss zwischen Projektpartnern, assoziierten Partnern und dem Beirat geschaffen werden.

Aktivitäten

In den Jahren 2011 und 2012 fanden jährliche Beiratssitzungen statt, auf denen aktuelle Ergebnisse sowie darauf basierende weitere Planungen präsentiert und zur Diskussion gestellt wurden. Zur Vorbereitung erhielten vorab jeweils die Beiratsmitglieder den Vorjahresbericht. In einem gesonderten Vortragsblock der Beiratssitzungen stellten die NITROLIMIT-Doktoranden ihre Ziele, Stand der Arbeiten und weitere Planungen vor. Dies wird hier betont, weil die fünf Doktoranden einen großen Beitrag zu neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen leisteten und die Projektpartner eine Verantwortung bezüglich der Betreuung und Qualifikation der Doktoranden haben. Ein Teil der Beiratsmitglieder beteiligte sich zudem an der fachlichen Betreuung und praktischen Umsetzung der Promotionen. Kritik und Empfehlungen des Beirates wurden weitestgehend umgesetzt.

In den NITROLIMIT Seminaren, an denen alle Partner teilnahmen, fand ein projektinterner Austausch zu Ergebnissen und weiterer Planung statt (Details in Liste „NITROLIMIT-Seminare“). Darüber hinaus fanden 2011 – 2013 zahlreiche Modulseminare und –workshops, sowie modulübergreifende Treffen statt, die zur Abstimmung gemeinsamer Forschungskampagnen, Methodenabgleichen und der Diskussion von Detailergebnissen dienten (diese Treffen werden in diesem Bericht nicht einzeln aufgelistet).

Die interne Kommunikation wurde zudem durch den Internabereich der NITOLIMIT-Webpage unterstützt. Dort werden Kontaktdaten von Projektpartner, anstehende Termine, Publikationen (geplante und veröffentlichte), Beiträge zu wissenschaftlichen Veranstaltungen (Vorträge und Poster), Protokolle von Beiratssitzung, u.a. regelmäßig aktualisiert und allen Partnern zur Verfügung gestellt.

5.2 Externe Kommunikation

Ziele

Projektergebnisse sollten zielgruppenspezifisch für die Bereiche Wissenschaft, Stakeholder und die interessierte Öffentlichkeit aufgearbeitet und verbreitet werden. Zudem sollte insbesondere der Dialog mit Stakeholdern aus dem Bereich der Gewässerbewirtschaftung ausgebaut werden, um einen beidseitigen Informationsfluss zu Problembereichen, Forschungs- und Managementstrategien herzustellen. Soweit nötig und möglich sollten danach Projektstrategien an aktuelle Probleme der Stakeholder angepasst werden. Durch den Dialog sollte auch die Akzeptanz gegenüber neuen Erkenntnissen aus NITROLIMIT gefördert sowie ein frühzeitiger Nutzen von Projektergebnissen ermöglicht werden.

Wissenschaftliche Kommunikation

Publikationen:

Erste Ergebnisse aus NITROLIMIT in wissenschaftlichen Journals sind bereits in 2011 erschienen. In den Jahren 2012 - 2014 sind weitere Publikationen erschienen bzw. eingereicht worden (siehe Publikationsliste unter „Referierte Zeitschriften“). Zudem sind zahlreiche Publikationen in Arbeit, wobei wir davon ausgehen, dass das Gros der Publikationen in 2014 erscheinen bzw. eingereicht wird.

Organisation und Teilnahme von/an wissenschaftlichen Veranstaltungen:

Das NITROLIMIT-Team hat Special Sessions zum Thema „Stickstofflimitation in Binnengewässern“ sowohl 2012 auf der Jahrestagung der ASLO (Association for the Sciences of Limnology and Oceanography) in Japan als auch 2012 und 2013 auf den Jahrestagung der DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) in Koblenz und Potsdam organisiert und durchgeführt (siehe „Organisation on Special Sessions“ unter „Wissenschaftliche Veranstaltungen“). Die Jahrestagung der ASLO zählt zu den größten internationalen Meetings im Bereich der Gewässerökologie. Auf der ASLO-Konferenz ist es uns gelungen, sowohl Vertreter der These „Phosphor ist die einzige wichtige Regulationsgröße in Binnengewässern“, z.B. David Schindler (University of Alberta, Canada) und Kollegen, als auch Vertreter der These „Stickstoff und Phosphor sind relevante Regulationsgrößen in Binnengewässern“, z.B. Wayne Wurtsbaugh (Utah State University, USA) und Kollegen, zu gewinnen, wobei wir letzteren als Keynote Speaker begrüßen konnten. Alle Special Sessions waren sehr gut besucht. Sowohl die Ergebnisvorträge als auch die Diskussionsbeiträge zeigten, dass Stickstoff neben Phosphor als relevante Steuergröße in Binnengewässern berücksichtigt werden muss, und dass sich diese Sichtweise immer weiter durchsetzt.

NITROLIMIT-Partner haben zudem Projektergebnisse in diversen weiteren nationalen und internationales wissenschaftlichen Veranstaltungen vorgestellt (siehe „Wissenschaftliche Veranstaltungen“).

Stakeholder Kommunikation

Ein Teil der Stakeholder nimmt natürlich auch an wissenschaftlichen Veranstaltungen teil und konnte sich dort über die Ergebnisse aus NITROLIMIT informieren. So waren auf unseren Special Sessions jeweils zahlreiche Vertreter aus dem Bereich des Gewässermanagements anwesend.

Weiterhin fand ein intensiver Austausch insbesondere mit Vertretern des UBA, der Landesumweltämter (vor allem Berlin und Brandenburg) sowie der LAWA statt. Die Diskussion zu unterschiedlichen

methodischen Ansätzen zur Ableitung von TN- und TP-Zielwerten mit der LAWA wurde fortgeführt und eine gemeinsame Kommunikation der Ergebnisse angestrebt.

Auch zu regionalen Aspekten wurden von NITROLIMIT Workshops organisiert, beispielsweise ein Havelseminar und zwei Workshops zur Tropheieentwicklung im Scharmützelsee, an denen Vertreter der Landesumweltämter, aber auch Vertreter kommunaler Behörden teilnahmen.

Zudem hat das NITROLIMIT-Team gemeinsam mit dem KWB die 32. Berliner Wasserwerkstatt gestaltet, auf der Projektergebnisse vorgestellt und mit Stakeholdern sowie interessierten Bürgern diskutiert wurden.

Schließlich wurden von NITROLIMIT-Partnern durch den Besuch von verschiedenen agrarwissenschaftlichen Veranstaltungen Kontakte zu Vertretern aus diesem Bereich aufgebaut, die weiter ausgebaut werden sollen.

Öffentlichkeitsarbeit

Eine NITROLIMIT-Imagebroschüre, die in populärwissenschaftlicher Weise über Hintergründe, Ziele und Projektinhalte informiert, wurde Anfang 2012 erstellt und u.a. auf der IFAT (Mai 2012) verbreitet. Auch die Berliner Wasserwerkstatt (siehe oben) war eine öffentliche Veranstaltung, an der zahlreiche interessierte Bürger teilnahmen.

Die NITROLIMIT-Webpage informiert über anstehende Veranstaltungen sowie neue Publikationen und bietet Imagebroschüre und Flyer zum Download an.

Eine weiter reichende Information der Öffentlichkeit zu Projektergebnissen fand im Mai 2013 im Rahmen eines NITROLIMIT-Statusseminars mit anschließender Pressekonferenz statt.

In 2013 erschienen zwei NITROLIMIT Diskussionspapiere, die aktuelle Forschungsergebnisse des NITROLIMIT-Projekts zeitnah und kompakt interessierten Fachkollegen zugänglich machten und Impulse für den aktuellen Wissenschaftsdiskurs gaben. Weitere Diskussionspapiere befinden sich derzeit in Bearbeitung und werden 2014 erscheinen.

Studentische Qualifikationen und Studienabschlüsse

In NITROLIMIT wurden bisher 7 Studienprojekte, 13 Bachelor-, 7 Master- und 2 Diplomarbeit abgeschlossen. Die universitären Betreuer/Projektpartner haben damit einen beachtlichen Beitrag zur Förderung des wissenschaftlichen Nachwuchses geleistet. Aber auch die Bachelor-, Master- und Diplomstudenten haben mit ihren Arbeiten zum Gelingen von NITROLIMIT beigetragen, eine echte Win-win-Situation.

Publikationen

Referierte Zeitschriften

Eingereicht:

Dolman, A.M. & Wiedner, C.: Phytoplankton biomass is better predicted by nitrogen or phosphorus than by nitrogen and phosphorus: statistical models that reflect our understanding of resource limitation. *Freshwater Biology*.

Meyerhoff, J. & Glenk, K.: Learning how to choose – effects of instructional choice sets in discrete choice experiments. *Working Paper on Management in Environmental Planning* 34/2013. TU Berlin (revised version resubmitted to Resources and Energy Economics).

Sachse R., Petzoldt T., Blumstock M., Moreira S., Pätzig M., Rücker J., Janse J., Mooij W. & Hilt S.: Extending one-dimensional models for deep lakes to simulate the impact of submerged macrophytes on water quality. *Environmental Modelling and Software*. Accepted.

Publiziert:

- Kolzau, S., Wiedner, C., Rücker, J., Köhler, J., Köhler, A. & Dolman, A. M. (2014): Seasonal patterns of nitrogen and phosphorus limitation in four German lakes and the predictability of limitation status from ambient nutrient concentrations. PLoS ONE.
<http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0096065>
- Meyerhoff, J., Boeri, M. & Hartje, V. (2014): The value of water quality improvements in the region Berlin-Brandenburg as a function of distance and state residency. Water Resources and Economics. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wre.2014.02.001>
- Dolman, A.M.; Rücker, J.; Pick, F.R., Fastner, J.; Rohrlack, T.; Mischke, U.; Wiedner, C. (2012): Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. PLoS ONE 7(6): e38757.
- Lindim, C., Becker, A., Fischer, H. (2012): Multi-Modelling approach for assessment of water quality in the Lower Havel, Germany. In: Seppelt, A.A. Voinov, S. Lange, D. Bankamp (Hrsg.). Managing resources of a limited planet. Proceedings of the 2012 International Congress on Environmental Modelling and Software. 435-442.
- Grüneberg, B., Rücker, J., Nixdorf, B. & Behrendt, H. (2011): Dilemma of Non-Steady State in Lakes - Development and Predictability of In-Lake P Concentration in Dimictic Lake Scharmützelsee (Germany) after Abrupt Load Reduction. International Review of Hydrobiology, 96: 599-621.

Andere Zeitschriften

Eingereicht:

- Böllmann, J., Martienssen, M. & Grüneberg, B.: Vergleich der mikrobiellen Nitratreduktion in Sediment und Pelagial eines eutrophen Flussees und eines mesotrophen geschichteten Sees. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL.
- Nixdorf, B., Niebisch, M., Recklebe, J. & Lippert, G.: Nitrifikation im dimiktischen Scharmützelsee – Teil 2: Deep Nitrate Maximum als Ergebnis der sommerlichen hypolimnischen Ammoniumoxidation. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL.
- Nixdorf, B., Recklebe, J. & Lippert, G.: Nitrifikation im dimiktischen Scharmützelsee – Teil 1: Maximale Umsetzungen im Winter als Ökosystemdienstleistung. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL.
- Rücker, J., Harrandt, C. & Miethling, D.: Abschätzung von Phytoplanktonverlusten durch Muschelfiltration. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL.
- Thürmann, J., Grüneberg, B. & Nixdorf, B.: Umsätze und saisonale Dynamik relevanter Stickstoffkomponenten in einem eutrophen Flachsee (Langer See, Scharmützelseegebiet) – ein Bilanzansatz. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL.

Publiziert:

- Becker, R., Rücker, J. & Nixdorf, B. (2013): Licht- und Temperaturabhängigkeit der Stickstofffixierung planktischer Nostocales. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL. 118-123.
- Fiedler, D., Grossart, H.-P., Zwirnmann, E. & Köhler, J. (2013): DON – Bedeutung für die Algenentwicklung. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL. 326-330.
- Kupetz, M. & Casper, P. (2013): Atmosphärische Stickstoffeinträge in Gewässern - Quantifizierung und Bedeutung für die Emission von N₂O als Treibhausgas. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL. 331-335.
- Lindim, C., Becker, A. & Fischer, H. (2013): Impacts of N reduction on the ecological condition of the Lower Havel. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL. 336-340.
- Meyerhoff, J. & Glenk, K. (2013): Learning how to choose – effects of instructional choice sets in discrete choice experiments. Working Paper on Management in Environmental Planning 34/2013 - Arbeitspapiere zum Management in der Umweltplanung. TU Berlin.
- Meyerhoff, J., Boeri, M. & Hartje, V. (2013): The value of achieving water quality improvements in the rivers of the metropolitan region of Berlin and Brandenburg. Working Paper on Management in Environmental Planning 32/2013 - Arbeitspapiere zum Management in der Umweltplanung. TU Berlin.
- Nixdorf, B., Rücker, J., Dolman, A., Wiedner, C., Hilt, S., Kasprzak, P., Köhler, A., van de Weyer, K., Sandrock, S., Scharf, E.-M. & Willmitzer, H. (2013): Prozessverständnis als Grundlage für die Gewässerbewirtschaftung.

- tung – Fallbeispiele für Limitation, Konkurrenz, Gewässerstruktur und Nahrungsnetzsteuerung. Korrespondenz Wasserwirtschaft, 6: 693-701.
- Ritz, S. & Fischer, H. (2013): Stickstoffumsatz in der Elbe - Assimilation oder Denitrifikation? Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL. 341-344.
- Rücker, J., Weyer, K. van de, Nixdorf, B. (2013): Kann Nährstoffkonkurrenz durch submerse Makrophyten die Biomasseentwicklung des Phytoplanktons beeinflussen? Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL. 346-351.
- Shatwell, T., Jordan, S., Ackermann, G., Dokulil, M., Rücker, J., Scharf, W., Wagner, A. & Kasprzak, P. (2013): Langzeitbeobachtungen zum Einfluss von Klimawandel und Eutrophierung auf Seen und Talsperren in Deutschland. Korrespondenz Wasserwirtschaft, 6: 629-736.
- Böllmann, J., Martienssen, M. & Nixdorf, B. (2012): Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 1: Zellzahlen von Nitrifikanten und Denitrifikanten. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2011 in Weihenstephan. Eigenverlag der DGL: 234-238.
- Fiedler, D., Grossart, H.-P., Zwirnmann, E. & Köhler, J. (2012): DON – die vergessene Stickstoffquelle. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2011 in Weihenstephan. Eigenverlag der DGL.
- Nixdorf, B., Becker, K., Grüneberg, B., Böllmann, J. & Martienssen, M. (2012): Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 2: Erste Ergebnisse zu Einträgen und Umsätzen. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2011 in Weihenstephan. Eigenverlag der DGL: 239-244.

Sonstige Publikationen

NITROLIMIT Flyer

NITROLIMIT Imagebroschüre

NITROLIMIT Diskussionspapier, Band 1, **Mai 2013**: Einfluss von Stickstoff und Phosphor auf die Gewässergüte von Seen.

NITROLIMIT Diskussionspapier, Band 2, **September 2013**: Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge urbaner Bereiche.

Wissenschaftliche Veranstaltungen

Organisation von Special Sessions

NITROLIMIT Special Session auf der Jahrestagung der DGL (Deutschen Gesellschaft für Limnologie), Potsdam, 09.-13.9.2013

- Böllmann, J., Martienssen, M. & Grüneberg, B.: Vergleich der mikrobiellen Nitratreduktion in Sediment und Pelagial eines eutrophen Flussees und eines mesotrophen geschichteten Sees. (Vortrag)
- Dolman, A.M., Kolzau, S., Becker, K., Knie, M., Wiedner, C. & Rücker, J.: Estimating the contribution of N₂ fixation to lake nitrogen budgets with a statistical process-based model. (Vortrag)
- Fiedler, D., Grossart, H.-P., Zwirnmann, E. & Köhler, J.: DON – Nutzung in limnischen Systemen. (Vortrag)
- Grüneberg, B., Lindim, C. & Fischer, H.: Relevance and control of internal phosphorus load for the riverine lake Untere Havel (Berlin). (Vortrag)
- Kolzau, S., Dolman, A. M., Rücker, J., Voss, M. & Wiedner, C.: In welchem Umfang Können nostocale Cyanobakterien ein Stickstoffdefizit durch Fixierung von atmosphärischem Stickstoff kompensieren? (Vortrag)
- Kupetz, M. & Casper, P.: Atmosphärische Stickstoffeinträge in Gewässer – Quantifizierung und Bedeutung für die Emission von N₂O als Treibhausgas. (Vortrag)
- Lindim, C. & Rücker, J.: Contribution of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) to control eutrophication in the Lower Havel. (Vortrag)
- Matzinger, A., Mutz, D., Uldack, M., Remy, C., Rouault, P., Pawlowsky-Reusing, E., Gnirß, R., Lemm, K., Bartholomäus, C., Draht, K. & Keller, S.: Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge urbaner Standorte. (Vortrag)
- Meyerhoff, J. & Horbat, A.: Zur Wirtschaftlichkeit von Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität von Oberflächengewässern: Ergebnisse eines Kosten–Nutzen–Vergleichs für Berlin und Brandenburg. (Vortrag)
- Mutz, D., Remy, C., Rouault, P., Bartholomäus, C. Draht, K. & Gnirß, R.: Umweltfolgen der weitergehenden Stickstoffentfernung auf Großklärwerken – eine Ökobilanz. (Vortrag)
- Nixdorf, B., Recklebe, J. & Lippert, G.: Winterliche Nitrifikation in Seen – eine Ökosystemdienstleistung? (Vortrag)

- Petzoldt, T., Moreira Martinez, S., Sachse, R., Grüneberg, B., Rücker, J., Dolman, A.M., Nixdorf, B. & Wiedner C.: Wie beeinflussen Gewässermorphologie, Verweilzeit und aktuelle Belastung die Effektivität einer Stickstoffreduktion? (Vortrag)
- Ritz, S. & Fischer, H.: Quantifizierung der Stickstoffretention in der Elbe über Freiwassermethoden. (Vortrag)
- Rücker, J., Harrandt, C. & Miethling, D.: Abschätzung von Phytoplankton -verlusten durch Muschelfiltration. (Vortrag)
- Thürmann, J., Grüneberg, B., Nixdorf, B. & Petzoldt, T.: Umsätze und saisonale Dynamik relevanter Stickstoffkomponenten in einem eutrophen Flachsee (Langer See, Scharmützelseegebiet) – ein Bilanzansatz. (Vortrag)
- Trommer, G., Stibor, H. & Poxleitner, M. : Einfluss von erhöhter Stickstoffzufuhr auf Seeökosysteme – ein experimenteller Ansatz. (Vortrag)

NITROLIMIT Special Session auf dem Summer Meeting der ASLO (Association for the Sciences of Limnology and Oceanography), Kyoto, Japan, 08.-13.7.2012

- Burford, M. A., Davis, T. W., Muhid, P., Prentice, M. J.: Nutrient utilization strategies for phytoplankton in stratified subtropical reservoirs.
- Dolman, A. M. & Wiedner, C.: Modelling phytoplankton biovolume as a weighted function of both nitrogen and phosphorus improves predictions and provides estimates of critical N:P ratios. (Vortrag)
- Fischer, H. & Ritz, S.: Nitrogen turnover in a large river – assimilation vs. denitrification? (Vortrag)
- Kolzau, S., Dolman, A. M., Rücker, J., Wiedner, C.: Seasonal pattern of nitrogen and phosphorus limitation in four different lakes determined by nutrient enrichment bioassays. (Vortrag)
- Maranger, R., Monchamp, M.E., Botrel, Pick, F., Beisner, B., Villemur, R.: Cyanobacterial toxicity and N-Fixation: Do they co-occur under high P and low DIN conditions? (Vortrag)
- Schindler, D. W.; Hecky, R. E., Molot, L. A.: Reversing eutrophication of lakes: Control phosphorus, nitrogen or both? (Vortrag)
- Umeshara, A.; Tsutsumi, H.; Takahashi, T.; Komorita, T.: Estimation of the uptake rate of nutrients and the production rate of microcysts by microcystis based on the mass balance of field observations. (Poster)
- Wurtsbaugh, W. A., Paerl, H. W., Lewis, W. M. Jr.: Nitrogen control of algal production in linked freshwater-marine ecosystems: Is it worth it? (Keynote Vortrag)

NITROLIMIT Special Session auf der Jahrestagung der DGL (Deutschen Gesellschaft für Limnologie), Koblenz, 24.-28.09.2012

- Becker, K., Rücker, J., Nixdorf, B.: Lichtabhängigkeit der Stickstofffixierung planktischer Nostocales. (Poster)
- Böllmann, J., Martienssen, M.: Modellierte Nitratreduktionsraten in zwei verschiedenen Binnengewässern basierend auf Zellzahl und Reaktionskinetik. (Poster)
- Dolman, A. M., Wiedner, C., Mischke, U.: Modelling phytoplankton biovolume as a weighted function of both nitrogen and phosphorus concentrations improves predictions and provides estimates of critical N:P ratios (Vortrag)
- Dudel, E. G., Weiske, A., Brackhage, C., Mkandawire, M., Roß, H., Schaller, J., Dienemann, H.: Nitrat beeinflusst die Verfügbarkeit toxischer und mobiler Metall-/Metalloid-Spezies im Oberflächenwasser. (Vortrag)
- Fiedler, D., Grossart, H.-P., Zwirnmann, E., Köhler, J.: DON – Bedeutung für die Algenentwicklung (Vortrag)
- Grüneberg, B., Dadi, T., Lindim, C.: Phosphorus release from sediments of a lake river system (Untere Havel, Berlin) – seasonal course and potential nitrate influence. (Vortrag)
- Horbat, A.: Berücksichtigung der Heterogenität von Kosten von Agrarumwelt-maßnahmen im Modelsystem MONERIS. (Vortrag)
- Kolzau, S., Dolman, A. M., Rücker, J., Wiedner, C.: Saisonales Muster der Stickstoff- und Phosphor-Limitation in vier Gewässern (Vortrag)
- Kruse, N.: Die Bewertung der Ökosystemdienstleistung Erholung von Gewässern. (Vortrag)
- Kupetz, M. & Casper, P.: Atmosphärische Stickstoffeinträge an Gewässern - Quantifizierung und Bedeutung für die Emission von N₂O als Treibhausgas. (Poster)
- Lindim, C., Becker, A. Fischer, H.: Impacts of N reduction in the ecological condition of the Lower Havel. (Vortrag)
- Meyerhoff, J.: Der ökonomische Nutzen des guten ökologischen Zustandes von Gewässern. (Vortrag)
- Moreira-Martinez, S., Petzoldt, T.: Modelling Hydrodynamics and Ecology in Lakes. Effects of Nitrogen Limitation on Water Quality. (Vortrag)

Ritz, S., Fischer, H.: Stickstoffumsatz in der Elbe –Assimilation oder Denitrifikation? (Vortrag)
Rücker, J., van de Weyer, K.: Kann Nährstoffkonkurrenz durch submerse Makrophyten die Biomasseentwicklung des Phytoplanktons beeinflussen? (Vortrag)
Venohr, M., Matranga, M., Meyerhoff, J., Rouault, P.: Konzepte zur Rückführung der Nährstoffbelastung in der Elbe auf einen guten ökologischen Zustand. (Vortrag)

Eingeladene Vorträge

ESF/EU-Programm: “*Interconnection of education between Molecular and Cell Biology and Ecology and Environmental Protection study programmes*”, Universität Olomouc, Tschechische Republik, 09.04.2014

Fischer, H.: The Trophic State of Germany’s Large Rivers

Ökologisches Kolloquium, Universität zu Köln, Köln, 11.12.2013

Fischer, H.: The Trophic State of Germany’s Large Rivers

SARCLE-Konferenz: “*Sustainable Approaches for remediation of contaminated Land in Europe*”, Amsterdam, Niederlande, 22.-24.10.2013

Martenssen, M., Böllmann, J., Grüneberg, B. & Nixdorf, B.: Capacities for Microbial Nitrogen Elimination in Shallow and Stratified Lakes

Workshop Seentherapie, Arendsee, 18.-21.03.2013

Nixdorf, B. & Rücker, J.: Trophie – eine komplexe Betrachtung zwischen Chl a-Konzentration und Primärproduktion

Seminar der Arbeitsgruppe “Ökologie und Ökosystemmodellierung” Universität Potsdam, Potsdam, 04.12.2012

Kolzau, S., Dolman, A. M., Rücker, J. & Wiedner, C.: Can and does nitrogen availability limit phytoplankton biomass in German lakes? Experimental and statistical evidence

15. Abwasserbilanz Brandenburg: Globale Anforderungen – Regionale Antworten, Wildau bei Berlin, 12.12.2011

Wiedner, C., Dolman, A. M., Kolzau, Remy, C. & Mischke, U: Stickstofflimitation in Binnengewässern – Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar?

Beiträge zu Wissenschaftlichen Veranstaltungen

11th INTECOL Congress, Ecology: Into the next 100 years, London, United Kingdom, 18.-23.08.2013

Dolman, A. M., Kolzau, S., Rücker, J., Grüneberg, B., Nixdorf, B. & Wiedner, C. : When, where and why do lake phytoplankton become nitrogen limited?

SIL XXXII Congress, Budapest, Ungarn, 04.8.-09.8.2013

Kupetz, M. & Casper, P.: Atmospheric nitrogen deposition at freshwaters - quantification and relevance for the emission of the greenhouse gas nitrous oxide. (Poster)

Third International Choice Modelling Conference (ICMC), Sydney, Australia, 03.07-05.07.2013

Meyerhoff, J. & Glenk, K.: Learning how to choose – effects of instruction choice sets on stated choices (Vortrag)

Symposium for European Freshwater Sciences, Münster, (Germany), 01.-05.07. 2013

- Fiedler, D., Grossart, H. - P., Zwirnmann, E. & Koehler, J. Effects of dissolved organic nitrogen (DON) on phytoplankton development in limnic ecosystems. (Vortrag)
- Moreira Martinez, S., Sachse, R., Petzoldt, T., Grüneberg, B. & Nixdorf, B. Analysis of lake response to reduction of nitrogen loads according to trophic state and sediment storage capacity. (Vortrag)
- Pätzig, M., Grüneberg, B. & Brauns, M. Spatiotemporal relationships between macrophytes and macroinvertebrates at human modified lakeshores. (Vortrag)
- Petzoldt, T., Sachse, R., Rolinski, S., Moreira Martinez, S., Pätzig, M., Rücker, J. & Hilt, S. Hydrophysics, plankton, macrophytes: coupling of models helps to understand regime shifts in lakes. (Vortrag)
- Ritz, S. & Fischer, H.: **Nitrogen turnover in a large, nitrogen rich river – assimilation vs. denitrification.** (Vortrag)

Workshop Seentherapie, Arendsee, Deutschland, 18.-21.03.2013

- Grüneberg, B.: BTU Cottbus Räumliche und zeitliche Variabilität der atmosphärischen Deposition von Nährstoffen in den Scharmützelsee. (Vortrag)
- Rücker, J.: Langzeitentwicklung der Seen im Scharmützelseegebiet nach Reduzierung der externen Last. (Vortrag)
- Wiedner, C., Dolman, A. M., Kolzau, S., Mischke, U. & Rücker, J.: Stickstoff- versus Phosphorlimitation in verschiedenen Seetypen. (Vortrag)

envecon: Applied Environmental Economics Conference, The Royal Society, London, 15.03.2013

- Boeri, M., Meyerhoff, J. & Hartje, V.: The value of achieving water quality improvements in the rivers of the metropolitan region of Berlin and Brandenburg (Vortrag)

ASLO conference, New Orleans, USA, 17.-22.02.2013

- Fiedler, D., Grossart, H.-P., Zwirnmann, E. & Köhler, J. : Concentration and Utilization of DON fractions in limnic ecosystems. (Vortrag)
- Lindim, C., Becker, A. & Fischer, H.: Role of internal vs. external loads in the management of a flowing lake: a modelling study (Vortrag).

Jahrestagung der DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie), Session „Prozesse und Modelle in Seen“, Koblenz, 24.-28.09.2012

- Blumstock, M., Sachse, R., Moreira Martinez, S., Petzoldt, T. & Hilt, S.: Makrophyteneinfluss auf die Wasserqualität in geschichteten Seen in Relation zur Seemorphometrie und verschiedenen Nährstoffimporten (Vortrag).
- Sachse, R., Moreira Martinez, S., Petzoldt, T., Rücker, J., Pätzig, M. & Hilt, S.: Entwicklung eines Moduls für 1D-Seemodelle zur Simulation des Makrophyteneffekts in tiefen geschichteten Seen (Vortrag).

International Limnological Conference Natural and Anthropogenic Transformations of Lakes, Łagow, Poland, 19.-21.09.2012

- Rücker, J., Grüneberg, B. & Nixdorf, B.: Better but not good – recovery of Lake Scharmützelsee after external load reduction (Vortrag).

Stolle, J., Moreira Martinez, S. & Petzoldt, T. Modelluntersuchungen zur Sensitivität von Standgewässern gegenüber Klimaveränderungen (Poster). International Congress on Environmental Modelling and Software, 6th biennial meeting, Leipzig, 01.-05.07.2012

- Lindim, C., Becker, A. & Fischer, H.: Multi-modelling approach for assessment of water quality in the Lower Havel, Germany. (Vortrag)

**2nd Lake Ecosystem Modelling Workshop, Helmholtzzentrum für Umweltforschung (UFZ), Leipzig,
27.-29.06.2012**

Moreira Martinez, S.: Simulation of Lake Scharmützelsee using GOTM-SALMO (Vortrag).

Sachse, R.: Simulation of the impact of submerse macrophytes on water quality in deep lakes - coupling of a macrophyte model with the water quality model SALMO (Vortrag)

**Gerhard Jirka Summer School on Environmental Fluid Mechanics, EAWAG, Luzern, Switzerland, 11.-
20.06.2012**

Moreira Martinez, S.: Modelling Hydrodynamics and Ecology in Lakes Using Coupled Models (Vortrag).

Bilbao European Workshop on Discrete Choice Experiments, University of the Basque Country, Bilbao, Spain, 23.-24.02.2012

Meyerhoff, J.: First results concerning a potential starting point bias and some questions with respect to an updated Bayesian experimental design (Data from Nitrolimit population survey) (Vortrag).

Jahrestagung der DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie), Freising, Deutschland, 12.-16.09.2011

Böllmann, J., Kuhn, R., Martienssen, M., Grüneberg, B., Nixdorf, B.: Saisonale Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs. (Poster)

Fiedler, D., Grossart, H.-P., Zwirnmann, E. & Köhler, J.: DON utilization by phytoplankton. (Poster)

Grüneberg, B., Wiedner, C., Nixdorf, B., Rücker, J., Dolman, A., Martienssen, M., Böllmann, J., Fischer, H., Rouault, P., Köhler, J., Venohr, M., Casper, P., Mischke, U., Mayerhoff, J. & Petzoldt, T.: Stickstofflimitation in Binnengewässern – Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? (Poster)

Ritz, S. & Fischer, H.: Quantifizierung der Stickstoffretention in der Elbe über "Open-Channel-Methoden". (Poster)

Hofgeismarer Forum für Gewässermanagement: Ökonomie und Gewässerschutz – Die Anforderungen europäischer Richtlinien und ihre Umsetzung. Hofgeismar, Deutschland, 26.– 27.05.2011

Meyerhoff, J.: Ökonomische Bewertung des guten ökologischen Zustandes nach der WRRL. (Vortrag)

Workshop: Nitrogen and Global Change: Key Findings – Future Challenges, Workshop for Policy Stakeholders, Int. Science Conference, Launch of the European Nitrogen Assessment, Edinburgh, 11.-15.04.2011

Dolman, A., Wiedner, C., Rücker, J., Nixdorf, B., Grüneberg, B., Martienssen M., Köhler, J., Casper, P., Venohr, M., Mischke, U., Fischer, H., Rouault, P., Matzinger, A., Mayerhoff, J. & Petzoldt, T.: Nitrogen limitation in freshwaters – Is nitrogen reduction ecologically meaningful and economically feasible? Introduction of the newly started joint research project NITROLIMIT in Germany (Poster)

Stakeholderaustausch/Kommunikation

Von NITROLIMIT organisiert:

FGG-Elbe-NITROLIMIT-Senat Berlin, Umsetzung von Reduktionsmaßnahmen in MONERIS für Einträge aus Punktquellen und urbanen Systemen, Ort: Berliner Senat, 27.05.2013

Teilnehmer NITROLIMIT: Claudia Wiedner, Andreas Horbat, Andreas Matzinger, Marcus Venohr, Christian Remy, Pascale Rouault, Marisa Matranga

Weitere Teilnehmer: Mathias Rehfeld-Klein (SenStadtUm, Berlin), S. Siewert (Berliner Wasserbetriebe, BWB), J.H. Rohde (BWB), E. Pawlowski-Reusing (BWB)

NITROLIMIT Statusseminar, Aula des GLS Campus, Berlin, 16.05.2013

110 Teilnehmer, Programm und Beiträge: www.nitrolimit.de/index.php/Aktuelles.html

Fachgespräch Maßnahmen zur Stickstoff-Reduktion im ländlichen Bereich, Ort: Berliner Senat, 19.03.2013

Teilnehmer NITROLIMIT: Claudia Wiedner, Andreas Horbat, Jürgen Meyerhoff, Marcus Venohr

Weitere Teilnehmer: Jens Pätzolt (LUGV), Georg Schrenk (DWA), Michael Trepel (LLUR), Mathias Rehfeld-Klein (SenStadtUm) und weitere Mitglieder der ad-hoc AG Nährstoffe der FGG Elbe

Havelseminar, Vorstellung und Diskussion der Ergebnisse zum Einfluss von Nitrat auf die P-Rücklösung in Havel, Berlin, 29.10.2012

Teilnehmer NITROLIMIT: Brigitte Nixdorf, Claudia Wiedner, Andrew Dolman, Helmut Fischer, Björn Grüneberg, Ute Mischke, Jan Köhler

Weitere Teilnehmer: Antje Köhler (Berliner Senat), Jörg Schönfelder (LUGV)

Seminar am Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus, 27.08.2012

Schäfer, T. (Grüne Liga): Gewässerschutz in der EU - aktuelle Herausforderungen für Flussgebietsmanagement und Politikintegration (Vortrag)

Makrophytenworkshop TU Dresden – Modellierung der Biomasseentwicklung von submersen Makrophyten in Seen, 21.08.2012

Teilnehmer NITROLIMIT: Thomas Petzoldt, Santiago Moreira, J. Rücker, Brigitte Nixdorf

Weitere Teilnehmer: René Sachse (TU Dresden), Sabine Hilt (IGB, Berlin)

Workshop zu LAWA-Orientierungswerten und NITROLIMIT Zielwerten für Stickstoff und Phosphor am Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus, 21.06.2012

Teilnehmer NITROLIMIT: Jacqueline Rücker, Claudia Wiedner, Andrew Dolman, Brigitte Nixdorf, Ute Mischke
Weitere Teilnehmer: Ursula Riedmüller

Fachgespräch NITROLIMIT - Stickstofflimitation in Binnengewässern, 08.05.2012

Teilnehmer NITROLIMIT: Claudia Wiedner, Andreas Horbat, Jürgen Meyerhoff, Marcus Venohr, Pascale Rouault

Weitere Teilnehmer: Regina Gnriß (BWB), Andreas Hoffmann (UBA), Antje Köhler (SenStadtUm), Antje Oelze

(LUGV), Jens Pätzolt (LUGV), Georg Schrenk (DWA), Michael Trepel (LLUR), Mathias Rehfeld-Klein (SenStadtUm)

Makrophytenworkshop am Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus – Bewertung, Probenahme und Biomasseabschätzung von submersen Makrophyten, Einführungsvortrag durch Dr. Klaus van de Weyer (Lanaplan, Nettetal), Fachbeitrag René Sachse (TU Dresden), Vorstellung der Ergebnisse von NITROLIMIT durch Jacqueline Rücker und Studenten, 07.03.2012

Teilnehmer NITROLIMIT: Jacqueline Rücker, Claudia Wiedner, Björn Grüneberg, Thomas Petzoldt, Santiago Moreira, Jan Köhler, Andrew Dolman, Brigitte Nixdorf; Helmut Fischer

Weitere Teilnehmer: Klaus van de Weyer (Lanaplan, Nettetal), René Sachse (TU Dresden), Sabine Hilt (IGB, Berlin)

Workshop zur trophischen Entwicklung des Scharmützelsees, Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus einschließlich der fischereilichen Bewirtschaftungsoptionen mit Vertretern der regionalen Behörden, Fischerei- und Tourismusverbände, 08.02.2012

Teilnehmer NITROLIMIT: Jacqueline Rücker, Claudia Wiedner, Björn Grüneberg

Weitere Teilnehmer: Uwe Brämick (IFB Potsdam Sacrow), Fr. Viertel, Fr. Wagner, L. Ittermann (UNB LOS

Beeskow), Hr. Uschmann (Untere Fischereibehörde LOS Beeskow), Hr. Lehmann (LELF Frankfurt/O.),

M. Schmelzer (WSV Berlin), O. Kobelt (Storkower Fischgenossenschaft e.G.), Hr. Poethke (Amt Scharmützelsee), G. Haß (Bad Saarow Kur GmbH), L. Beister (Tourismusverein Scharmützelsee)

NITROLIMIT Auftaktveranstaltung, Haus der Kulturen der Welt, Berlin, 15.3.2011

Pressekonferenz, Stakeholder Workshop und öffentliche Auftaktveranstaltung mit 150 Teilnehmer

Programm: <http://www.nitrolimit.de/index.php/veranstaltungen.html>

Teilnahme von NITROLIMIT:

Transferbesuch "Wasserrahmenrichtlinie und Landwirtschaft", Von der dvs Netzwerk Ländliche Räume organisiert Exkursion; Die Teilnahme wurde für Austausch und Kontaktherstellung zu Akteuren aus der Landwirtschaft genutzt, 16.-17.10.2013

Teilnehmer NITROLIMIT: Claudia Wiedner

Weitere Teilnehmer: Vertreter der Landesumweltämter, Landwirtschaftskammer, Bauernverbände, Umweltverbände, u.a.

LAWA Sitzung, Vorstellung und Diskussion der Ergebnisse aus NITROLIMIT zur ökologischen Relevanz von Stickstoff versus Phosphor auf den ökologischen Zustand von Gewässern sowie Stickstoff- und Phosphorzielwerten zum Erreichen eines guten ökologischen Zustandes. Jena, 23.01.2013

Teilnehmer NITROLIMIT: Claudia Wiedner, Andrew Dolman, Ute Mischke

Teilnehmer LAWA: Alle Landesvertreter

DLG-Kolloquium, Nitrateinträge aus der Landwirtschaft Problem von gestern und Hypothek für morgen, Berlin, 05.12.2012

Teilnehmer NITROLIMIT: Brigitte Nixdorf, Claudia Wiedner

Berliner Wasserwerkstatt von NITROLIMIT gestaltet, NITROLIMIT wird vorgestellt und erste ausgewählte Ergebnisse werden präsentiert und diskutiert, 25.10.2012

Meyerhoff, J. & Kruse, N.: Die Nutzen aus dem guten ökologischen Zustand - das Beispiel Berlin und Brandenburg. (Vortrag)

Nixdorf, B. & Wiedner, C.: Projektübersicht. (Vortrag)

Rouault, P., Joswig, K., Gnirß, R. & Venohr, M.: Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffeinträgen in urbane Gewässer - Wirkungen und Kosten. (Vortrag)

Wiedner, C., Dolman, A., Kolzau, S., Rücker, J. & Mischke, U.: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll?

LAWA Sitzung, Vorstellung und Diskussion erster Ergebnisse aus NITROLIMIT zur ökologischen Relevanz von Stickstoff versus Phosphor auf den ökologischen Zustand von Gewässern sowie Stickstoff- und Phosphorzielwerten zum Erreichen eines guten ökologischen Zustandes. Berlin, 08.10.2012

Teilnehmer NITROLIMIT: Claudia Wiedner, Andrew Dolman, Brigitte Nixdorf, Ute Mischke

Teilnehmer LAWA: Alle Landesvertreter

Expertentreffen zum Thema „Maßnahmen in der Landwirtschaft“, Abstimmung laufender Aktivitäten zu Maßnahmenkatalogen und –bewertungen, 15.08.2012

Teilnehmer NITROLIMIT: Claudia Wiedner, Brigitte Nixdorf, Markus Venohr, Marisa Matranga

Weitere Teilnehmer: UBA FG II 2.2: Joachim Heidemeier, Cindy Mathan; KIT/IWG: Stephan Fuchs, und weitere

25 Teilnehmer aus den Institutionen vTI, LUGV (MV), LFU (BY), FGG Weser, Uni Gießen, LANUV (NRW), GALF Dresden, LfULG (SN), LUGV (BB), LWK (NRW), LLFG (ST), und MU (NI)

NITROLIMIT-UBA Austausch, Vorstellung von NITROLIMIT und ersten Projektergebnissen sowie Austausch zu Problemen, Aktivitäten und Handlungsbedarf bezüglich der Stickstoffproblematik, Dessau, 18.06.2012

Teilnehmer NITROLIMIT: Claudia Wiedner, Brigitte Nixdorf, Markus Venohr, Marisa Matranga

Teilnehmer UBA: Volker Mohaupt, Andreas Hoffmann, Cindy Mathan und Kollegen

Grüne Biodiversität, Veranstaltung der Grünen in Potsdam Kontaktaufnahme mit Vertretern aus Politik und Landwirtschaft, 05.06.2012

Teilnehmer NITROLIMIT: Claudia Wiedner

NITROLIMIT Exkursion zum Klärwerk Ruhleben, 05.03.2012

Besichtigung und Diskussion

NITROLIMIT-Seminare

NITROLIMIT-Beiratssitzung, Berlin, Berliner Senat für Umwelt, 28.02.2013

Teilnehmer NITROLIMIT: Alle NITROLIMIT Partner

Weitere Teilnehmer: Wissenschaftlicher Beirat

NITROLIMIT-Projektseminar, Diskussion bisheriger Ergebnisse und weitere Planung, insbesondere in Bezug auf NITROLIMIT 2, Schloss Ziethen, Kremmen, 26.-28.11.2012

Teilnehmer: Brigitte Nixdorf, Claudia Wiedner, Jacqueline Rücker, Andrew Dolman, Björn Grüneberg, Markus Venohr, Peter Casper, Jan Köhler, Jürgen Meyerhoff, Pascale Rouault, Thomas Petzoldt, Helmut Fischer, Marion Martienssen

NITROLIMIT Projektseminar, Vorstellung und Diskussion von Ergebnisse und weitere Planung, BTU Campus, Cottbus, 05.-07.09.2012

Teilnehmer: Alle NITROLIMIT Partner

NITROLIMIT-Beiratssitzung, Berlin, GLS Campus, 06.03.2012

Teilnehmer NITROLIMIT: Alle NITROLIMIT Partner

Weitere Teilnehmer: Wissenschaftlicher Beirat

Diverse Modul- und modulübergeordnete AG-Treffen, 2011-2013

diverse Orte und Teilnehmer

Ausbildung

Abgeschlossene Diplom-, Master-, Bachelorarbeiten

BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz:

- Hardt, Elena: Denitrifikation und Nitratassimilation durch Phytoplankton in Seen der Scharmützelseeregion. **Bachelor Thesis 2013**, Technische Hochschule Wildau (FH). Betreuer: Brigitte Nixdorf, Gudrun Lippert
- Recklebe, Juliane: Nitrifikation im Scharmützelsee im Herbst und Winter. **Master Thesis 2013**. Betreuer: Brigitte Nixdorf, Gudrun Lippert, Marion Martienssen
- Thürmann, Jens: Stickstoffbilanz in einem eutrophen Flachsee (Langer See bei Dolgenbrodt) und Nitrifikation im Herbst und Winter. **Bachelor Thesis 2013**. Betreuer: Brigitte Nixdorf, Björn Grüneberg, Thomas Petzoldt
- Dadi, Tallent: Interconnection between iron biogeochemistry and phosphorus release from sediments of a lake-river system (Lower Havel, Berlin). **Master Thesis 2012**. Betreuer: Björn Grüneberg, Brigitte Nixdorf, Jörg Böllmann
- Harrandt, Christian: Abschätzung der Verluste des Phytoplanktons durch Muschelfiltration. **Bachelor Thesis 2012**. Betreuer: Jacqueline Rücker
- Schulz, Laura: Ecological assessment of NITROLIMIT model waters according to EU Water Framework Directive using the biocomponent macrophytes (Ökologische Bewertung der NITROLIMIT-Modellgewässer gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie anhand der Biokomponente Makrophyten). **Bachelor Thesis 2012**. Betreuer: Jacqueline Rücker
- Thäns, Matthias: Sommerliche Nährstoffdynamik von Stickstoff - und Phosphorverbindungen eines eutrophierten Ostseezuflusses am Beispiel des Warnowästuars. **Diplomarbeit 2012**. Betreuer: Brigitte Nixdorf, Maren Voss (IOW)
- Themann, Inga: Einfluss der Acetylenkonzentration auf die Anwendbarkeit der Acetylenreduktionsmethode zur Messung der Stickstofffixierung verschiedener Cyanobakterienarten. **Bachelor Thesis 2012**. Betreuer: Katja Becker, Brigitte Nixdorf, Jacqueline Rücker, Marion Martienssen
- Eifler, Julia: Erfassung der räumlichen und zeitlichen Variabilität der atmosphärischen Deposition von Nährstoffen in den Scharmützelsee. **Bachelor Thesis 2011**. Betreuer: Björn Grüneberg, Brigitte Nixdorf
- Miesner, Anna: Light-Dependent Nitrogen Fixation in Different Cyanobacterial Species (Lichtabhängige Stickstofffixierung in verschiedenen Cyanobakterienarten). **Bachelor Thesis 2011**. Betreuer: Katja Becker, Brigitte Nixdorf, Jacqueline Rücker, Marion Martienssen
- Müller, Lisa: Bestimmung von Filtrationsraten der im Scharmützelsee vorkommenden Muschelarten. **Bachelor Thesis 2011**. Betreuer: Jacqueline Rücker

BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Biotechnologie der Wasseraufbereitung:

- Heinkel, Anna: Entwicklung und Optimierung einer Methode zum Nachweis und zur halbquantitativen Bestimmung von Denitrifikanten mittels PCR-Technik. **Master Thesis 2013**. Betreuer: Ramona Kuhn, K. Rath-sack und Marion Martienssen
- Kanneganti, Sree Harsha: Characterization of kinetic parameters for microbial nitrite oxidation and reduction processes. **Master Thesis 2012**. Betreuer J. Böllmann, M. Martienssen
- Krause, Heiner: Untersuchungen zur reaktionskinetischen Charakterisierung des Anammox-Prozesses. **Bachelor Thesis 2012**. Betreuer J. Böllmann, M. Martienssen
- Viehweger, Lisa: Vergleichende Arbeiten zur Reaktionskinetik von zwei Anammox-Arten. **Bachelor Thesis 2012**. Betreuer Jörg Böllmann, M. Martienssen
- Wolf, Roman: Parametrisierung der heterotrophen Nitrifikation und Untersuchungen zu deren Bedeutung in Oberflächengewässern im Zusammenhang mit anderen Reaktionen des Stickstoffkreislaufes. **Bachelor Thesis 2012**. Betreuer Jörg Böllmann, Marion Martienssen
- Zeyneb, Aydin: Vergleich verschiedener DNA-Extraktionsmethoden von umweltrelevanten Proben. **Bachelor Thesis 2012**. Betreuer: Ramona Kuhn und Marion Martienssen

TU Berlin, Technischer Umweltschutz:

- Mutz, Daniel: Vergleichende Ökobilanz von weitergehenden Stickstoffeliminierungsverfahren in Großkläranlagen. **Master Thesis 2013**. Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz. Betreuer: Prof. Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch, Dr.-Ing. Christian Remy, Dr.-Ing. Pascale Rouault

Horbat, Andreas: Berücksichtigung der Heterogenität der Kosten von Agrarumweltmaßnahmen in den Elbe-Einzugsgebieten auf Ebene der Bundesländer zur erweiterten Abschätzung der Kostenfunktion innerhalb des Modelsystems MONERIS. Beispielhafte Berechnung im Bereich der Betrachtung der Nährstoffzufuhren in die Elbe. **Master Thesis 2012.** Humboldt Universität Berlin. Betreuer: Prof. Dr. Dr. h. c. Harald von Witzke, Dr. Jürgen Meyerhoff, Dr. Markus Venohr

TU Dresden:

- Stolle, Jana: Modelluntersuchungen zur Sensitivität von Standgewässern mit unterschiedlicher Tiefe und verweilzeit gegenüber Klimaveränderungen. **Diplomarbeit 2013.** Betreuer: Thomas Petzoldt, Santiago Moreira, Christian Bernhofer
- Blumstock, Maria: Modelling the impact of submerged macrophytes on water quality in relation to lake morphology and nutrient loading in stratified lakes. **Master Thesis 2012.** Betreuer: René Sachse, Santiago Moreira Martinez, Thomas Berendonk
- Enke, Georg: Quantitative Analysis of the relevance of nitrogen turnover processes in aquatic systems. **Bachelor Thesis 2011.** Betreuer: Thomas Petzoldt, Santiago Moreira, Thomas Berendonk

Studienprojekte

BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz:

- Dadi, Tallent: Nitrate influences phosphate release from sediments of a lake river system (Lower Havel, Berlin) – a column experiment study. **Studienprojekt 2012.** Betreuer: Björn Grüneberg
- Festbaum, Christine, Grauer, Christoph, Knappe, Maximilian: Organischer Gehalt von submersen Makrophyten des Scharmützelsees und deren Biofilm. **Studienprojekt 2012.** Betreuer: Jacqueline Rücker
- Harrandt, Christian: Langzeitversuche zur Bestimmung von Filtrationsraten heimischer Großmuscheln bei verschiedenen Temperaturen. **Studienprojekt 2012.** Betreuer: Jacqueline Rücker
- Miethling, Dominik: Abschätzung der Muschelabundanz in Müggelsee, Langem See und Unterhavel auf der Basis von Transektkartierungen. **Studienprojekt 2012.** Betreuer: Jacqueline Rücker

BTU-Cottbus, Lehrstuhl Biotechnologie der Wasseraufbereitung:

- Dickson, Uche: The influence of Oxygen and substrate concentrations on Anammox-Bacteria and their biochemical activities. **Studienprojekt 2012.** Betreuer J. Böllmann, M. Martienssen
- Heinkel, Anna: Etablierung und Optimierung der Standard-PCR für DNA-Extrakte aus Belebtschlamm und Sedimenten. **Studienprojekt 2012.** Betreuer: Romana Kuhn und Marion Martienssen
- Meusel, Melissa: Untersuchung der Nitrifikationsaktivität an nativen Sedimentkernen. **Studienprojekt 2012.** Betreuer Jörg Böllmann, M. Martienssen

NITROLIMIT assoziierte Praktika

- Moritz Rüster: Bestimmung des P-Gehaltes von submersen Makrophyten. Betreuerin: Jacqueline Rücker, 02.05.-17.05.2013 (Schülerpraktikum)
- Josefin Mohrmann: Bestimmung von organischem Gehalt und Vorbereitung von Nährstoffanalysen von submersen Makrophyten. Betreuerin: Jacqueline Rücker, 11.02.-22.02.2013 (Schülerpraktikum)
- Juliane von Hackewitz (Studentin Wasserwirtschaft HS Magdeburg): Probenahme und Biomassebestimmung von submersen Makrophyten. Betreuer: Jacqueline Rücker, 27.08.-14.09.2012 (Freiwilliges Praktikum)
- Paulina Urban und Lea Kunz: Durchführung von Muschelfiltrationsversuchen. Betreuer: Jacqueline Rücker, 07.05.-11.05.2012 (Schülerpraktikum)
- Mathias Uldack (Student des Technischen Umweltschutzes TU Berlin): Erstellung eines Katalogs möglicher Maßnahmen des Regenwassermanagements zur Reduktion der Stickstoffeinträge. Betreuerin: Pascale Rouault, 01.11.2011 - 30.4.2012 (Praktikum)

ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION

In NITROLIMT stand an erster Stelle die Frage: **Ist N-Reduktion ökologisch sinnvoll?**

Die Auswertung der Seendatenbank hat gezeigt, dass Stickstoff weit häufiger die Biomasse des Phytoplanktons begrenzt und damit die Gewässergüte bestimmt als bisher angenommen. In flachen durchmischten Seen und Flusseen tritt N-Limitation sogar häufiger auf als P-Limitation, wobei meist ein Übergang von P-Limitation im Frühjahr zu N-Limitation im Sommer stattfindet. Diese Befunde wurden durch Gewässermonitoring und Bioassays in vier Modellgewässern bestätigt. Demnach ist nicht nur P-, sondern auch N-Reduktion ökologisch sinnvoll. Daher wurden seentypspezifische Zielwerte für TN- und TP-Konzentrationen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustandes ermittelt. „Ist-“ und „Sollzustand“ der so ermittelten TN- bzw. TP-Konzentrationen differieren stark. Der Zusammenhang zwischen TN und Biomasse des Phytoplanktons ist aufgrund der kleineren Datenmenge für TN, uneinheitlicher N-Analytik und unberücksichtigter gelöster organischer N-Verbindungen (DON) sehr variabel. Eine Validierung der TN-Zielwerte basierend auf einer verbesserten Datengrundlage wird daher in NITROLIMIT II angestrebt.

Eine erste Auswertung der Fließgewässerdatenbank zeigte, dass in den meisten Fließgewässern Nährstofflimitation derzeit unwahrscheinlich ist, weil die Nährstoffkonzentrationen deutlich zu hoch sind. In bestimmten Flussabschnitten können jedoch Zeiträume mit sehr geringen Konzentrationen gelöster Nährstoffe vorkommen, die potenziell das Phytoplanktonwachstum limitieren könnten. Dies zeigten auch eigene Datenerhebungen am Beispiel der Elbe. Mit einem erweiterten Datensatz gilt es daher zu klären, ob Zielwerte zur Begrenzung der Biomasse abgeleitet werden können.

Ob die Reduktion externer N-Einträge zielführend ist, hängt auch von gewässerinternen N-Umsatzprozessen ab. Anammox, Nitratammonifikation und Lachgasproduktion wurden in den Modellgewässern als ökologisch unbedeutend identifiziert. Anhand der N-Bilanz für den im Sommer überwiegend N-limitierten Langen See wird deutlich, dass während der Sommerphase die N-Einträge über den Zufluss gering sind und vorwiegend aus organischer Substanz bestehen. Die N-Retention durch Denitrifikation ist im Langen See mit 13 % gering. Der Eintrag durch N₂-Fixierung ist auf den Hochsommer beschränkt und relativ gering. Der NH₄ Bedarf für die Primärproduktion wird im Sommer daher größtenteils mit NH₄ aus der remineralisierten organischen Substanz gedeckt, die vorwiegend seeintern aufgebaut und recycelt wird.

Kurzfristig sind entlang von Seenketten Maßnahmen zur Minderung der organischen Fracht zielführend. Langfristig sollten TN- und TP-Einträge vermindert werden. Aufgrund der geringen seeinternen N-Pool und des schnellen Umsatzes würde sich N-Reduktion unmittelbar positiv auf die Gewässergüte auswirken.

Im Fall der Elbe konnte gezeigt werden, dass 22 – 37 % der sehr hohen TN-Fracht durch Denitrifikation entfernt wird, dennoch ist der verbleibende N-Eintrag in die Nordsee hoch. Auch aus Sicht des Schutzes der Küstengewässer und Meere ist eine weitergehende N-Reduktion daher sinnvoll.

Ein häufig aufgeführtes Argument gegen N-Reduktion ist, dass der N-Mangel durch N₂-Fixierung von Cyanobakterien kompensiert wird. Unsere bisherigen Ergebnisse zeigen, dass eine relative Abnahme von N im Vergleich zu P nicht generell mit einer Zunahme von Nostocales verbunden ist (Dolman et al. 2013), N₂-Fixierung im Vergleich zu anderen Eintragspfaden relativ gering ist und Nostocales nur etwa 35% des N-Defizites kompensieren können. Maßnahmen zur Verminderung der N-Einträge könnten daher nur zu einem kleinen Teil durch N₂-Fixierung ausgeglichen werden, würden sich aber überwiegend positiv auf die Gewässergüte auswirken.

Ferner wird häufig argumentiert, dass verringerte N-Einträge zur Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment führen und so eine Zunahme der Phytoplanktonbiomasse bewirken können. Am Beispiel der Unteren Havel konnte jedoch gezeigt werden, dass P-Rücklösung immer stattfindet und durch Reduktion der Nitratfracht nur leicht erhöht werden kann, wenn sich Temperaturschichtung und geringe Sauerstoffkonzentrationen über dem Sediment einstellen. Der zusätzlich freigesetzte gelöste anorganische Phosphor (DIP) muss jedoch nicht zwingend eine Zunahme der Biomasse bewirken. Im Fall der Unteren Havel war das Wachstum des Phytoplanktons im Spätsommer lichtlimitiert, weshalb steigende DIP-Konzentrationen hier nicht zu einer Zunahme der Biomasse führten. Prinzipiell kann davon ausgegangen werden, dass sich unter Bedingungen von N-Limitation ein Anstieg von DIP nicht auf die Erhöhung der Biomasse auswirkt. Eine weitere Aufklärung der relevanten Prozesse sollte hier begleitend zu Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen stattfinden.

Neben der bisher betrachteten *bottom-up*-Steuerung des Phytoplanktons wurden Prozesse der *top-down*-Steuerung quantifiziert. Relevante Verluste der Phytoplanktonbiomasse werden mit ca. 15 % durch Zooplankton- und mit mindestens 5 % durch Muschelgrazing verursacht. Nährstoffkonkurrenz durch Makrophyten wurde nur für den tiefen geschichteten Scharmützelsee, aber nicht für die untersuchten eutrophen Flachseen nachgewiesen. Aufgrund der Funktion von Makrophytenbeständen als Nährstoffretentionsräume sowie Lebensraum für Jungfische, Zooplankter und andere Organismen tragen sie zur Stabilisierung der Nahrungsnetzbeziehungen und somit zur *top-down*-Steuerung des Phytoplanktons bei. Zur Verbesserung der Gewässergüte ist daher die Erhaltung und Ausweitung von Makrophyten- und Muschelbeständen anzustreben.

Zudem galt es zu beantworten: **Ist Stickstoffreduktion wirtschaftlich vertretbar?**

Ein Maßnahmenkatalog zur Nährstoffreduktion (N und P) für die Bereiche Landwirtschaft und urbane Quellen wurde erstellt. Darin sind Informationen zu Wirkungen und Kosten der einzelnen Maßnahmen zusammengestellt. Zudem wurden in einer Ökobilanz nicht-monetäre ökologische Auswirkungen verschiedener Varianten einer N-Elimination auf Großklärwerken an einem Modellklärwerk untersucht. Hier zeigten sich signifikante Unterschiede in Wirksamkeit und Energieeffizienz zwischen den verschiedenen Maßnahmen, die bei der weiteren Maßnahmenplanung für Großklärwerke berücksichtigt werden sollten. Für die ökobilanzielle Bewertung von Maßnahmen im urbanen Bereich fehlt noch die Untersuchung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung.

Für das Einzugsgebiet der Unteren Havel wurden Szenarien zur Reduktion der Stickstoffeinträge unter Berücksichtigung aktuell umgesetzter Agrarumweltmaßnahmen des Landes Brandenburg berechnet. Unter Verwendung des Nährstoffeintragsmodells MONERIS und allgemein gültiger Literaturannahmen zur Wirksamkeit der Maßnahmen konnte aufgezeigt werden, welche Zielwerte bei Einsatz verschiedener Maßnahmenpakete in der Unteren Havel potenziell zu erreichen sind. Dabei zeigt sich, dass der im NITROLIMIT-Projekt abgeleitete Zielwert unter den derzeitigen Nutzungsbedingungen nicht erreicht werden kann.

Die Ergebnisse einer in Berlin und Brandenburg durchgeföhrten Bevölkerungsumfrage zeigen, dass die Gewässer in der Region eine bedeutende Erholungsfunktion haben und eine Zahlungsbereitschaft für die Verbesserung der Wasserqualität in den Flüssen Havel, Spree und Dahme besteht. Im Durchschnitt ergibt sich nach bisherigen Schätzungen für einen Haushalt in der Region Berlin-Brandenburg eine Zahlungsbereitschaft von 154 € pro Jahr für einen guten Zustand der Gewässer in Anlehnung an die Zielvorgaben der EU-WRRL in den genannten Flüssen. Hochgerechnet auf die Region Berlin-Brandenburg resultiert daraus eine gesamte Wertschätzung von 440 Millionen Euro pro Jahr für einen Zeitraum von zehn Jahren.

Für die sieben Maßnahmenpakete werden Kosten in Höhe von 21 Mio. bis 64 Mio. pro Jahr Euro ermittelt. Sie werden den Nutzen gegenübergestellt. Ausgehend von den Maßnahmenszenarien wurden Kosten bis 2027 und Nutzen ausgehend von der Umfrage für einen Zeitraum von zehn Jahren eingestellt. Bei diesen Annahmen ergibt sich, dass nur für einige Maßnahmenpakete der Nutzen die Kosten überwiegt. Wird davon ausgegangen, dass auch über den Zeitraum von zehn Jahren eine Zahlungsbereitschaft in der Bevölkerung besteht, dann verbessert sich die Wirtschaftlichkeit der Maßnahmenpakete. Die Ergebnisse zeigen zudem, dass der tatsächliche Grad der Umsetzung insbesondere von Agrarumweltmaßnahmen weit unter dem Wert liegt, der für die Berechnung der Szenarien angenommen wurde. Hier sind weitere Untersuchungen zur Akzeptanz von Agrarumweltmaßnahmen notwendig, um die bestehende Lücke schließen zu können.

Vorläufiges Fazit

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass Stickstoffreduktion überwiegend ökologisch sinnvoll und für einige der analysierten Szenarien wirtschaftlich vertretbar ist. Daher wird empfohlen, zur Verbesserung der Gewässergüte nicht nur den Eintrag von Phosphor, sondern auch den von Stickstoff zu reduzieren.

Entsprechende regionale Konzepte zur Nährstoffreduktion sollten für kleine Modelleinzugsgebiete erstellt und umgesetzt werden. Durch wissenschaftliche Begleituntersuchungen sollten dabei der Erfolg von einzelnen Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen geprüft und Schlüsselprozesse des N- und P-Umsatzes (N_2 -Fixierung, Denitrifikation und P-Freisetzung) weiter aufgeklärt werden.

DANKSAGUNG

Zum Gelingen von NITROLIMIT haben zahlreiche Personen aus verschiedenen Institutionen beigetragen, bei denen wir uns an dieser Stelle herzlich bedanken möchten:

Antje Köhler und Gertaut Kubiak (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Berlin) sowie **Camilla Beulker und Anja Hoffmann** (Landeslabor Berlin-Brandenburg) für die hervorragende Organisation und Durchführung der Messprogramme sowie Analyse und Bereitstellung von Daten der Berliner Gewässer.

Maren Voss und Iris Liskow (Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde), sowie **Kai Knöller** vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung für die Unterstützung bei den Isotopenmessungen.

Kirstin Dähnke (Helmholtz-Zentrum Geesthacht) für die Bereitstellung des „Membrane Inlet Massenspektrometers“.

Gabriele Franke (Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus) und dem Chemielabor des IGB Berlin, insbesondere **Elke Zwirnmann** für CNS- und DON-Analysen.

Annette Tworeck (Limnologiebüro Hoehn, Freiburg), **Helgard Täuscher** (IGB Berlin) und **Anja Hoffmann** (Landeslabor Berlin-Brandenburg) für die Analyse der Phytoplanktonproben.

Sabine Schmidt-Halewicz (LimSa, Konstanz), **Erika Sewing** (Limnologiebüro Hoehn, Freiburg) und **Rainer Denke** (Berlin) für die Analyse der Zooplanktonproben, sowie Rainer Deneke (Berlin) für die Berechnung des Zooplanktongrazings und seine Unterstützung bei der Interpretation der Ergebnisse von PhytoLoss.

Klaus van de Weyer, Patrick Tigges, Egbert Korte, Frank Pätzold und Sebastian Meis (Planungsbüro Lanaplan) für die Kartierung der Makrophyten und Muscheln sowie **Elke Becker** für die Erstellung der Vegetationskarten.

Dominik Miethling, Christian Harrandt und Egbert Gassert (LS Hydrologie und Wasserwirtschaft, BTU Cottbus) für die Durchführung und Unterstützung der Arbeiten mit ArcGIS (Muscheln und Makrophyten).

Corinna Bartholomäus, Katharina Draht, Regina Gnirß, Kay Joswig, Steffen Keller, Agnes Kummelt, Katrin Lemm, Erika Pawlowsky-Reusing, Jan Henning Rohde (BWB), **Christiane Koll** (LUGV Brandenburg), sowie **Mathias Uldack** für ihre Unterstützung bei der Erstellung des Maßnahmenkataloges zur Nährstoffreduktion für den urbanen Bereich sowie bei der Erstellung der Ökobilanz verschiedener Varianten einer N-Elimination auf Großklärwerken.

Kurt Friese und Sebastian Back (Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Abteilung Seenforschung) für die Unterstützung bei der Sedimentanalytik.

Frank Stegmann (Segelverein Klub am Rupenhorn am Stößensee) und **Jan Uhlig** (Stiftung Preussische Schlösser und Gärten Berlin Brandenburg), **Olaf Bath** (Umweltbundesamtes, Messstelle Neuglobsow) für die Hilfe und Bewilligung zur Einrichtung von Depositionsmessstellen auf dem jeweiligen Gelände.

Reinhard Köllnick (Fischerei „Aurora“) für die Hilfe bei der Probennahme am Langen See.

Den Wasser- und Schifffahrtsämtern in Berlin (Außenbezirk Spandau), Dresden und Lauenburg, sowie dem Fischereiamt Berlin und dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung in Magdeburg danken wir für die Unterstützung beim Ausbringen von Messgeräten, Bereitstellung von Bootsliegeplätzen und Booten für Probenahmen an der Havel bzw. Elbe.

Ursula Mußhoff, Stefan Barkhoff und Gregor Blahak (Agentur Quadraflex) für die Gestaltung der NITROLIMIT Webpage, Flyer, Imagebroschüre und Diskussionspapiere.

Für den Aufbau der Datenbanken NDB-Seen und NDB-Flüsse sowie zur Modellerstellung und Modellvalidierung wurden Daten zur Verfügung gestellt von:

Antje Köhler (der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Berlin), **Lutz Höhne** und **Jörg Schönfelder** (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg), **Jürgen Matthes** (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern), **Gudrun Plambeck** (Landesamt Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein), **Ingrid Chorus** (Umweltbundesamt), **Beate Baier** (Institut für Hygiene und Umwelt Abteilung Wasseruntersuchungen in Hamburg), **Hans-Heinrich Schuster** (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz Betriebsstelle Sulingen), **Friedemann Gohr** (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt).

Dem LUGV Brandenburg, der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung Berlin sowie der OEWA Storkow danken wir für die Bereitstellung von Abfluss- und Gütedaten für die Storkower Gewässer.

Dem Meteorologischen Observatorium des Deutschen Wetterdienstes in Lindenberg für die Bereitstellung von Wetterdaten.

Ingo Henschke, Thomas Wolburg, Gudrun Lippert, Ute Abel, Matthias Knie, Marlene Pätzig, Beate Müller und Sabine Natusch (LS Gewässerschutz der BTU) sowie die Studierenden **Tallent Dadi, Jens Thürmann, Julia Eifler, Christian Harrandt, Laura Schulz, Lisa Müller, Juliane Recklebe, Elena Hardt, Anna Miesner, Christoph Grauer, Maximilian Knappe, Christine Festbaum, Katrin Kluge, Juliane von Hackewitz, Mirko Milke, Afrodite Anagnostaki, Inga Themann** danken wir für ihre tatkräftig Unterstützung der Freilandarbeiten, Labor- und Datenanalysen, Experimente und Kartierungen.

Kristina Rathsack und **Ramona Kuhn** (BTU, LS Biotechnologie der Wasseraufbereitung) danken wir für die umfangreichen molekularbiologischen Untersuchungen der am Stickstoffumsatz beteiligten Mikroorganismen.

Dagmar Steubing und **Annette Becker** (BfG) danken wir für tatkräftige Unterstützung bei der Freilandarbeit und für die Erhebung von Tiefenprofilen der Wassertemperatur.

Michael Sachtleben, Harald Volkmann, Carola Kasprzak und **Uta Mallok** (IGB-N) sowie **Elke Zwirnmann, Antje Lüder, Bernd Schütze** (IGB-B) für ihre Unterstützung der Freiland- und Laborarbeiten.

Den Mitgliedern des wissenschaftlichen Beirates danken wir für die konstruktiven Diskussionen und Empfehlungen.

Dem Projektträger Jülich (PTJ) danken wir für die Projektbegleitung und dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die Projektförderung, sowie den Berliner Wasserbetrieben (BWB) für die Koförderung der Arbeiten des KompetenzZentrum Wasser Berlin (KWB).