

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser

Ständiger Ausschuss

„Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“

- LAWA-AO -



Empfehlung zur Übertragung flussbürtiger, meeres- ökologischer Reduzierungsziele ins Binnenland

Die Vorgängerversion wurde auf der 43. LAWA AO Sitzung am 13. und 14. Februar 2014 in Berlin beschlossen
und auf der 147. LAWA Vollversammlung am 27. Und 28. März in Kiel beraten. Die dort beschlossenen Änderungen, insbesondere im Hinblick auf die Kartendarstellungen, sind in der vorliegenden Fassung eingearbeitet.

LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung
Produktdatenblatt WRRL-2.4.7

Stand 18. Juni 2014

Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO)

Obmann: Herr Prof. Dr. Martin Socher

Bearbeitet im Auftrag des LAWA-AO von

Helmut Fischer	BfG, Koblenz
Mareike Fischer	Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz, Hannover
Ute Kuhn	Geschäftsstelle FGG Weser
Antje Ullrich	Umweltbundesamt, Dessau
Gregor Ollesch	Geschäftsstelle FGG Elbe
Stephanie Ritz	BfG Koblenz
<u>Michael Trepel</u>	Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Kiel
Markus Venohr	igb Berlin

und abgestimmt mit AK Stoffeintragsmodellierung und BLANO Ad-hoc-AG Nährstoffreduktionsziele und Eutrophierung Ostsee.

LAWA-AO Geschäftsstelle

Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft

Archivstraße 1

01097 Dresden

Dresden, Februar und Juni 2014

Inhalt

1	Veranlassung / Einleitung	2
2	Meeresökologische Anforderungen an das Binnenland	3
2.1	Nordsee	3
2.2	Ostsee	4
2.3	Donau	5
3	Stickstoff- und Phosphorfrachten und -einträge	5
4	Übertragung meeresökologischer Anforderungen ins Binnenland	6
5	Nährstoffretention	6
5.1	Prozesse und gemessene Größenordnung	6
5.2	Abbildung Stoffretention in MONERIS	8
5.3	Datengrundlagen für die MONERIS-Berechnungen	11
6	Übertragung meeresökologische Ziele ins Binnenland	11
6.1	Retentionsfaktoren in MONERIS	11
6.2	Übertragung der Stickstoff-Zielwerte ins Binnenland	12
6.3	Klassenbildung	14
7	Bewirtschaftungsplanung und Nährstoffmanagement	14
8	Zusammenfassung	15
9	Literatur	15

1 Veranlassung / Einleitung

Die Eutrophierung ist nach wie vor eines der größten ökologischen Probleme der Nord- und Ostsee (BLMP 2011, FGG Weser 2013, Hirt et al. 2014). Ursache für die Eutrophierung sind die hohen Nährstoffeinträge über die Flüsse und die Atmosphäre. Auch wenn in den vergangenen Jahrzehnten die flussseitigen Einträge v.a. durch den Kläranlagenausbau verringert werden konnten, sind heute noch immer etwa 80% des Stickstoffs sowie etwa 60% des Phosphors in den deutschen Küstenbereichen anthropogenen Ursprungs (Fuchs et al. 2010).

Mit dem Inkrafttreten der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) am 22. Dezember 2000 wurde für die Mitgliedsstaaten die Reduzierung von Nährstoffeinträgen verpflichtend. Nach der WRRL soll bis 2015 innerhalb der ersten Seemeile der Hoheitsgewässer ein „guter ökologischer Zustand“ und darüber hinaus bis zur seeseitigen Grenze der Hoheitsgewässer ein „guter chemischer Zustand“ erreicht werden.

Für die am 15. Juli 2008 in Kraft getretene EG-Meeressstrategierahmenrichtlinie (MSRL) gilt der gute Umweltzustand der Küstengewässer der deutschen Nord- und Ostsee für den Deskriptor Eutrophierung als erreicht, wenn der gute ökologische Zustand gemäß WRRL erreicht ist und wenn gemäß der - zzt. noch in Abstimmung befindlichen- integrierten Eutrophierungsbewertung OSPAR-COMP der Status eines „Nicht-Problemgebiets“ erreicht ist.

Fast alle der 2009 gemäß WRRL bewerteten Wasserkörper in den deutschen Küstengewässern verfehlten das Ziel des guten ökologischen Zustands. Deshalb bleibt die weitere Reduzierung der Nährstoffeinträge eines der zentralen Bewirtschaftungsziele der WRRL in den Flussgebietsgemeinschaften. Neben der Reduzierung der Nährstoffe über Ferneinträge aus anderen Meeresgebieten, die im Rahmen der regionalen Zusammenarbeit der Meereschutzübereinkommen OSPAR und HELCOM erfolgen muss, sind auch in Deutschland die atmosphärischen und flussbürtigen Nährstoffeinträge weiter zu reduzieren.

Operative Ziele der MSRL sind dabei u.a. die Reduzierungsvorgaben, die in den Maßnahmenprogrammen der Bewirtschaftungspläne der WRRL aufgestellt werden. Als Indikatoren für die Erfolgskontrolle für Maßnahmen zur Minderung der flussbürtigen Einträge können die Nährstoffkonzentrationen im Übergangsbereich limnisch-marin der in die Nord- und Ostsee mündenden Flüsse verwendet werden.

Die LAWA Vollversammlung hat im März 2012 auf Ihrer 143. Sitzung als einheitliche Grundlage das „Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie“ verabschiedet. Die Bewirtschaftungsplanung soll damit auf ein einheitliches Reduzierungsziel von 2,8 mg/l Gesamtstickstoff (TN) für alle in die Nordsee mündenden Flüsse am Übergabepunkt limnisch-marin als Grundlage für die künftige Bewirtschaftungsplanung ausgerichtet werden. Ein analoges Konzept für die Zuflüsse der Ostsee wird derzeit im Auftrag des Koordinierungsrates Meeresschutz von der BLANO Ad-hoc-AG Nährstoffreduktionsziele und Eutrophierung Ostsee erarbeitet. Dabei werden gegenwärtig Zielwerte im Übergangsbereich von limnisch zu marinen Verhältnissen zwischen 2,6 und 3,2 mg/l Gesamtstickstoff als Jahresmittelwert diskutiert. Dieser Ansatz muss noch von den entsprechenden LAWA Gremien bestätigt werden.

Die Reduzierung der Belastungen der marinen Ökosysteme von Nord- und Ostsee durch zu hohe Nährstoffeinträge ist ein überregionales Umweltziel, das nur durch Maßnahmen im gesamten Einzugsgebiet zu erreichen ist. Sie bedarf der engen fachlichen Abstimmung zwi-

schen Küsten- und Binnenländern einer Flussgebietseinheit und damit einhergehend einer Übertragung der meeresökologischen Zielsetzungen ins Binnenland.

Die 143. LAWA Vollversammlung hat daher den LAWA Ausschuss Oberflächengewässer aufgefordert, in Abstimmung mit dem Bund-Länder Arbeitskreis „Stoffeintragsmodellierung“ sowie den betroffenen Flussgebietsgemeinschaften eine Empfehlung für die Binnenländer zum Erreichen des Reduzierungsziels von 2,8 mg/l Gesamtstickstoff für die in die Nordsee mündenden Flüsse am Übergabepunkt limnisch-marin zu erarbeiten. Da zwischenzeitlich ein analoges Konzept im Entwurf für die Ostsee vorliegt (BLANO in prep.), wird hiermit eine Empfehlung sowohl für das Binnenland der Nord- als auch der Ostsee-Einzugsgebiete vorgelegt. Zudem wird ein Vorschlag zur Berücksichtigung meeresökologischer Anforderungen für den deutschen Anteil am Donau-Einzugsgebiet gemacht, so dass für das gesamte Binnenland in Deutschland eine einheitliche Empfehlung zur Berücksichtigung meeresökologischer Ziele vorliegt.

2 Meeresökologische Anforderungen an das Binnenland

Die Umweltziele der WRRL und der MSRL können in den Küsten- und Meeresgewässern nur erreicht werden, wenn die Belastungen durch Nährstoffeinträge aus dem Binnenland deutlich verringert werden. Als Indikator für den Zustand der Küstengewässer werden bei der WRRL die interkalibrierten Chlorophyll a Konzentrationen verwendet. Handlungsziel ist es, mindestens die Konzentrationen an der Klassengrenze „gut“ zu „mäßig“ zu erreichen. Mit der Festlegung der meeresökologischen Reduzierungsanforderungen für das Binnenland wurden von der LAWA zwei Arbeitsgruppen für die Nord- und Ostsee beauftragt. Die Ermittlung der meeresökologisch notwendigen Reduzierungsanforderungen für den deutschen Teil des Donau-Einzugsgebiets erfolgt im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung durch die Internationale Kommission zum Schutz der Donau.

Um einen guten ökologischen Zustand in den Wasserkörpern der Nord- und Ostsee zu erreichen, ist eine Verringerung der Stickstoff- und Phosphorfrachten notwendig. Für Phosphor besteht mit den RAKON Orientierungswerten bereits ein Bewertungsrahmen, um den regionalen und lokalen Handlungsbedarf zu ermitteln. An vielen Binnengewässern werden aktuell die Umweltziele verfehlt, eine wesentliche Belastungsursache hierfür ist der erhöhte Eintrag von Phosphor. Für die meeresökologischen Ziele wird davon ausgegangen, dass die marinen Reduzierungsanforderungen bei Phosphor erreicht werden können, wenn die limnischen Anforderungen, die sich auf regionaler und lokaler Ebene durch die Einhaltung der Orientierungswerte ergeben, eingehalten werden.

2.1 Nordsee

Die Nährstoffverhältnisse der Nordsee-Wasserkörper werden durch flussbürtige Einträge aus dem Binnenland, Einträge aus der Atmosphäre sowie Austauschprozesse über den küstenparallelen Strom und dem offenen Meer geprägt. Monitoringergebnisse zeigen, dass zum Beispiel die Nährstoffverhältnisse im westfriesischen Wattenmeer wesentlich von den Stofffrachten von Meuse und Rhein geprägt werden (van Beusekom 2005). Die Stofffrachten von Weser und Elbe prägen dagegen vor allem die Nährstoffverhältnisse in den Küstengewässern der Flussgebietseinheit Eider (van Beusekom et al. 2008). Hieraus folgt, dass die meeresökologischen Ziele in den Küstengewässern nur erreicht werden können, wenn die in die Nordsee entwässernden Flussgebietseinheiten bei dieser Frage eng zusammenarbeiten.

Für Deutschland hat eine Bund-Länder Arbeitsgruppe auf der Basis einer einfachen Mischungsrechnung ermittelt, dass die Umweltziele in den Küstengewässern der Nordsee erreicht werden, wenn die mittlere jährliche Stickstoffkonzentration im limnisch-marinen Übergangsbereich 2,8 mg/l beträgt. Dieser Ansatz wurde von der LAWA Vollversammlung auf ihrer 143. Sitzung bestätigt und als BLMP-Papier veröffentlicht (BLMP 2011). Für Phosphor werden in dem Papier keine detaillierten Ableitungen getroffen.

2.2 Ostsee

Die Nährstoffverhältnisse in den deutschen Küsten- und Meeresgewässern der Ostsee werden durch flussbürtige und atmosphärische Einträge sowie strömungsbedingte Austauschprozesse geprägt. Aufgrund der fehlenden Tide und dem Binnenmeercharakter der Ostsee unterscheiden sich die Strömungsverhältnisse grundsätzlich von denen der Nordsee. Für die Ostsee erfolgt im Rahmen der HELCOM seit langem eine im gesamten Einzugsgebiet koordinierte Bewirtschaftungsplanung. Auf der Ministerkonferenz der HELCOM im Herbst 2013 wurden mittelfristig zu erreichende Nährstoffreduzierungsvorgaben zwischen den Ostsee-Anrainerstaaten verabschiedet. Die mit dem BALTSEM-Modell ermittelten maximal erlaubten Nährstoffeinträge zielen auf die Erreichung des guten Zustands in den großen Becken der Ostsee, die Küstengewässer wurden in die Modellierung nicht einbezogen. Die Reduktionsanforderungen die sich aus der Wasserrahmenrichtlinie ergeben sind nicht abgebildet. Danach muss Deutschland bis 2021 seine flussbürtigen und atmosphärischen Stickstoffeinträge um 7.170 t und seine flussbürtigen Phosphoreinträge um 110 t verringern (Tab. 1). Zusätzlich müssen im deutschen Teil des Oder Einzugsgebiets die Einträge von Stickstoff um 500 t und die von Phosphor um 60 t verringert werden (HELCOM 2013). Die direkten deutschen Reduzierungsvorgaben von HELCOM wurden zwischen den Bundesländern Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern sowie Sachsen und Brandenburg unter Berücksichtigung ihrer Abflussanteile aufgeteilt.

Tab. 1: HELCOM-Vorgaben für Deutschland zur Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Ostsee (HELCOM 2013).

Reduzierungsvorgaben	Stickstoff	Phosphor
HELCOM Reduzierungsvorgabe 2013	7.170 + 500 t*	110 + 60 t*
davon über atmosphärische Einträge (~ 75 %)	5.710 t	-
davon direkte flussbürtige Einträge (~ 25 %)	1.953 t	110 t

* Reduzierungen, die im deutschen Teil des Odereinzugsgebiets zu erbringen sind

Um den Reduzierungsbedarf zur Erreichung der WRRL-Ziele in den deutschen Küsten- und Meeresgewässern der Ostsee zu ermitteln, wurde ein prozessbasierter, modellgestützter Berechnungsansatz gewählt. Mit diesem Ansatz wurden zunächst die historischen und aktuellen trophischen Bedingungen für das deutsche Ostseeeinzugsgebiet räumlich hoch aufgelöst modelliert (Hirt et al. 2014; Schernewski et al. submitted). Hierauf aufbauend wurden durch Rückrechnung für die deutsche Ostsee maximal zulässige Nährstoffeinträge ermittelt, um die Umweltziele der WRRL und damit die der MSRL zu erreichen. Die sich hieraus ergebende Reduzierungsvorgaben werden gleichmäßig auf atmosphärische Deposition und

Flüsse aufgeteilt. Für die flussbürtigen Einträge in die Ostsee wird zurzeit eine mittlere jährliche Stickstoffgesamt-Konzentration zwischen 2,6 und 3,2 mg/l für den Übergangsbereich limnisch-marin diskutiert. Dieser Ansatz wird noch in der BLANO Ad-hoc-AG Nährstoffreduktionsziele und Eutrophierung Ostsee endabgestimmt und in 2014 den LAWA-Gremien vorgelegt. Bei diesem Ansatz wurden keine detaillierten Anforderungen an Phosphor formuliert. In dem vorliegenden Papier wird mit dem Diskussionsstand aus Februar 2014 (3,2 mg L⁻¹ als mittlere jährliche Gesamtstickstoffkonzentration) gerechnet.

2.3 Donau

Die Donau entwässert ins Schwarze Meer. Auch im Schwarzen Meer können die meeres-ökologischen Ziele nur erreicht werden, wenn die Nährstoffausträge aus dem Binnenland verringert werden. Der deutsche Anteil am Donau Einzugsgebiet (56.184 km²) beträgt etwa 7 %. Dies entspricht einem Anteil von 17 % der Landesfläche Deutschlands.

An der deutsch-österreichischen Grenzmessstelle Jochenstein wurden in den Jahren 2008 und 2009 Stickstofffrachten von 80.000 t und 85.000 t und Phosphorfrachten von 1.800 t und 2.800 t ermittelt (BAW 2010). Aufgrund der langen Fließwege vom deutsch-österreichischen Grenzgebiet der Donau bis zur Mündung in das Schwarze Meer sind hier Abbau und Rückhaltung von sehr hoher Bedeutung. Die Nährstoffausträge aus Deutschland sind daher für das Erreichen der meeresökologischen Ziele im Schwarzen Meer von eher untergeordneter Bedeutung. Für das Donau Einzugsgebiet wurde vereinbart, die Frachten auf den Stand zum Ende der 1950er Jahre zu verringern. Im deutschen Teil des Donaueinzugsgebiets ergeben sich daraus keine zusätzlichen meeresökologischen Anforderungen an die Gesamtstickstoffkonzentration in den Oberflächengewässern.

3 Stickstoff- und Phosphorfrachten und -einträge

Die Frachten der Phosphor- und Stickstoffverbindungen deutscher Zuflüsse zur Ostsee und Nordsee sind seit vielen Jahren rückläufig. Allerdings treten abflussbedingt sehr starke jährliche Schwankungen auf. Im Jahre 2007 wurden ca. 29.000 t Stickstoff und ca. 800 t Phosphor in die Ostsee eingetragen.

Die Einträge in die Oberflächengewässer im deutschen Ostsee-Einzugsgebiet verringerten sich zwischen 1985 und 2005 von 63.018 t/a Stickstoff auf 31.414 t/a Stickstoff und von 3.645 t/a Phosphor auf 865 t/a Phosphor. Damit sind die Stickstoff- und Phosphoreinträge im Jahr 2005 gegenüber dem Vergleichsjahr 1985 um 50 % für Stickstoff und 76 % für Phosphor zurückgegangen. Die Verringerung der Stickstoffeinträge um ca. 50 % konnte hauptsächlich durch den starken Rückgang der Einträge aus Punktquellen in der Größenordnung von 85 % erreicht werden. Der Anteil der Stickstoffeinträge aus Punktquellen an den Gesamtstickstoffeinträgen verringerte sich dabei im Untersuchungszeitraum von 25 % auf 9 %. Demgegenüber nahm die Bedeutung der diffusen Quellen zu, wobei der Eintrag über die Landwirtschaft mit 82 % die entscheidende Rolle spielt. Bei den Stickstoffeinträgen aus diffusen Quellen ist insgesamt eine Verminderung um ca. 39 % zu verzeichnen. Dabei sind die Dränagen mit 48 % und das Grundwasser mit 27 % des Gesamteintrages die dominierenden diffusen Eintragspfade.

Beim Vergleich der Nährstoffeinträge über die deutschen Zuflüsse in die Nordsee zwischen den Jahren 1980 und 2008 wird deutlich, dass die Elbe gefolgt von der Weser auch auf

Grund ihrer Einzugsgebietsgrößen und Abflussmengen die größten Stickstoff- und Phosphorfrachten in die Nordsee eintragen. Beim Stickstoff war in den Flussgebieten der Eider, der Ems und der Weser kaum ein Rückgang der Frachten erkennbar. Die Elbe zeigt hingegen einen Trend mit einer mittleren Verringerung der Stickstofffrachten für den Zeitraum 1990 bis 2008 um 47 %.

Beim Phosphor wird in allen Flussgebieten deutlich, dass sich ab 1990 die Phosphorfrachten auf einem niedrigeren Niveau als in den Jahren zuvor eingependelt haben. Die mittleren Einträge von Phosphor in Elbe, Weser und Ems sanken im Zeitraum zwischen den Jahren 1990 bis 2008 um 57 %, 60 % beziehungsweise 56 %. Für die Eider ist dieser Trend mit einer mittleren Reduzierung von 15 % wesentlich weniger ausgeprägt.

4 Übertragung meeresökologischer Anforderungen ins Binnenland

Um meeresökologischen Anforderungen der EG-WRRL und der EG-MSRL bei der Bewirtschaftungsplanung berücksichtigen zu können, ist es notwendig, die Anforderungen ins Binnenland zu übertragen. Als Basis für die Übertragung dienen die von den Meeresexperten abgeleiteten und Zielkonzentrationen im limnischen-marinen Übergangsbereich.

Eine Möglichkeit der Übertragung in das Binnenland ist, die Zielkonzentration im limnischen-marinen Übergangsbereich 1:1 als Zielkonzentration an jeder Stelle der Binnenzuflüsse zu empfehlen. Damit wird das Erreichen der meeresökologischen Ziele an der limnisch-marinen Übergangsbereiche von Nord und Ostsee und des Schwarzen Meeres garantiert möglich.

Andererseits ist zu beachten, dass die eingetragenen Nährstoffe innerhalb des Systems von Oberflächengewässern eines Flussgebietes verschiedenen Umsetzungen, Rückhalten und Verlusten unterliegen. Diese sollten bei der Empfehlung zur Übertragung der meeresökologischen Ziele berücksichtigt werden.

Es wird daher im Weiteren vorgeschlagen, bei der Übertragung der meeresökologischen Anforderungen der gewässerinternen Nährstoffretention Rechnung zu tragen.

Die Zielkonzentrationen im limnischen-marinen Übergangsbereich für Nord- und Ostsee und das Schwarze Meer werden im Folgenden unter Berücksichtigung der Stoffretention mittels Modellrechnungen mit MONERIS ins Binnenland auf die Analysegebiete übertragen. Anschließend werden für die Bewirtschaftungsplanung für die Ergebnisse auf Planungsebene Klassen gebildet.

5 Nährstoffretention

5.1 Prozesse und gemessene Größenordnung

Fließgewässer sind gleichzeitig Transportsysteme für Nährstoffe auf ihrem Weg in die Küstengewässer und Reaktoren, in denen Nährstoffe umgesetzt werden. Nährstoffe sind in der gelösten Form für die Organismen verfügbar, werden von diesen aufgenommen und somit in die partikuläre Form überführt. Dies kann in der Wassersäule geschehen, zum Beispiel durch das Phytoplankton, oder am Sediment, zum Beispiel durch den Biofilm. Neben der reinen Transformation in die partikuläre bzw. gelöste Form können die Nährstoffe im Gewässer jedoch auch zurückgehalten werden (Retention). Dabei können sie entweder in ihrem Trans-

port verzögert und zeitweise bis langfristig zurückgehalten (temporäre bis dauerhafte Retention) oder ganz aus dem System eliminiert werden. Temporäre Retention findet z.B. durch Sedimentation in hydraulischen „Totzonen“ (in der Elbe vor allem die Bühnenfelder) und in der Aue statt. Bei Hochwasser können diese Sedimente aus Bühnenfeldern (Schwartz 2006), aber auch langfristig abgelagerte Sedimente aus der Aue (Walling et al. 2003), wieder remobilisiert und bis in das Ästuar transportiert werden. Während der Retention der Sedimente kann die Denitrifikation eine vollständige Elimination von Stickstoff aus dem System bewirken. Bei diesem Prozess wird im (Poren)wasser gelöstes NO_3^- zum inerten gasförmigen N_2 reduziert, welches meist rasch in die Atmosphäre entweicht. Da die Retention weitgehend sedimentgebunden stattfindet, kann die Retentionsfähigkeit von Fließgewässern durch (in großem Umfang durchgeführte) hydromorphologische Maßnahmen erhöht werden (z.B. Trepel 2009).

Die Messung der Nährstoffumsätze in Flusssedimenten unter Freilandbedingungen ist schwierig. Häufig werden Sedimentproben im Labor im Reagenzglas oder in Sedimentkernen untersucht und die Denitrifikationsraten unter künstlichen, teilweise optimierten Bedingungen gemessen. Hierbei stellt sich vor allem die Frage, wie die so gemessenen Daten auf das Freiland übertragbar sind und in welchem Ausmaß die im Labor z. T. notwendigen Nährstoffzugaben und der nicht adäquat simulierbare hydraulische Austausch zwischen dem Lückensystem der Sedimente (Interstitial) und dem Oberflächenwasser die für das Gesamtsystem relevanten Umsatzraten beeinflusst. Wegen dieser Schwierigkeiten werden neben den Labormethoden aktuell auch sogenannte „Freiwassermethoden“ angewendet, über welche die tatsächlich für den Fluss wirksame Denitrifikation in situ ermittelt werden kann. Hier wird entweder das Produkt der Denitrifikation, also N_2 , direkt gemessen, die dominierenden Prozesse über die Isotopenzusammensetzung indirekt ermittelt oder der Stoffumsatz durch Differenzbildung zwischen Einträgen, Austrägen und Umsätzen bilanziert.

Tabelle 2 zeigt beispielhaft Denitrifikationsraten aus der Elbe, ermittelt im BMBF-Projekt NITROLIMIT (Ritz & Fischer 2014). Diese Werte wurden während des Sommerhalbjahrs bei Wassertemperaturen zwischen 17,0 und 22,5 °C bestimmt. Für das Winterhalbjahr sind aufgrund geringerer Wassertemperaturen und der verringerten Versorgung mit organischem Material durch Phytoplankton aus der fließenden Welle niedrigere in situ Denitrifikationsraten zu erwarten, so dass sich bei einem Q10-Wert von 2 ein Jahresmittelwert von $15 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ergibt. Allein im Hauptstrom der Elbe zwischen Schmilka und Geesthacht werden damit jährlich rund 12.000 t Stickstoff durch Denitrifikation aus dem System entfernt.

Tab. 2: Retention von Stickstoff und Phosphor in der Elbe (Ritz & Fischer 2014). Angegeben sind die Spannweiten der gemessenen Werte sowie (in Klammern) die Mittelwerte in unterschiedlichen Flussabschnitten während vier Probenahmekampagnen, jeweils als Umsatzrate pro Fläche sowie als Anteil (%) an der transportierten Gesamtfracht.

Denitrifikation	Retention von Gesamt-N	Netto-Umsatz von NO_3^- -N	Netto Umsatz von <i>ortho</i> - PO_4 -P	Einheit
9-36 (20)	15-20 (18)	12-21 (17)	0,30-0,89 (0,64)	$(\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1})$
	23-38 (30)	22-70 (40)	18-93 (68)	%

In situ gemessene Denitrifikationsraten aus großen Flüssen sind sehr rar. Die in der Elbe gemessenen Werte liegen im oberen Bereich der in einer Literaturstudie zusammengestellt-

ten Daten, die an kleineren Fließgewässern mit unterschiedlicher Methodik ermittelt wurden (arithmetischer Mittelwert $9,6 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, Median $2,9 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$; Kronvang et al. 2004).

Die bei den Messkampagnen an der Elbe bilanzierte Retention von Gesamt-N entsprach in etwa den gemessenen Denitrifikationsraten. Zusätzlich wurde ein jeweils hoher Anteil der gelösten Nährstoffe $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ im Fluss umgesetzt (Tab. 2).

Phosphor kann im Fließgewässer zumindest temporär durch Sorption und Assimilation im Biofilm und durch Sedimentation in hydraulischen Totzonen (z.B. an reich strukturierten Ufern) zurückgehalten werden. Für den Phosphorrückhalt am Ufer wird allgemein ein Wert um $50 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ abgeschätzt (entspricht $0,57 \text{ mg P m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, Schulz-Zunkel et al. 2012). Eine dauerhafte Eliminierung aus dem System kann jedoch nur bei einer morphologischen Veränderung (z.B. Verlandung) oder durch Entfernen aus dem System (z.B. Emergenz, Befischung) geschehen. Diese Prozesse sind in die Retentionsstudien meist nicht einbezogen, so dass die allgemeine Gültigkeit des oben genannten Wertes unsicher bleibt. In der NITROLIMIT-Studie und in weiteren fließzeitkonformen Probenahmen der BfG wurde bei mittleren Abflüssen keine signifikante P-Gesamt-Retention in der Elbe festgestellt, jedoch erhebliche Umsatzraten von gelöstem Phosphat durch die Assimilation des Phytoplanktons (vgl. Tab. 2; Ritz & Fischer 2014).

Je nach Sichtweise werden auch die über Grundwassertransport eingetragenen Nährstoffe, die im Aquifer der Flussaue umgesetzt werden, zur Nährstoffretention in einem Flusssystem addiert. Der Stoffrückhalt in der Aue kann je nach Überflutungshäufigkeit, Rauigkeit und Bodeneigenschaften, aber auch in Abhängigkeit von der Schwebstoffkonzentration im Wasser, stark schwanken. Für die Stickstoffretention in der Aue werden konservativ geschätzte Faustzahlen von $300 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (entspricht $3,4 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, Schulz-Zunkel et al. 2012) bzw. $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($1,1 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, Trepel 2009) angegeben. Der Phosphorrückhalt in der Aue kann ebenfalls, abhängig von den oben genannten Rahmenbedingungen stark schwanken. Ausgehend von einem „Ankerwert“ von $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geben Schulz-Zunkel et al. (2013) einen Bereich von $0,5 - 5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an. Diese konservativ geschätzten Werte können sich aber ereignisbezogen deutlich erhöhen, insbesondere bei mehrfach jährlich stattfindenden Überflutungen der Auen (Rupp et al. 2000, zit. in Schulz-Zunkel et al. 2012).

5.2 Abbildung Stoffretention in MONERIS

Die Berechnung der gewässerinternen Retention in MONERIS basiert auf Ansätzen nach Behrendt et al. (1999), Venohr (2006) und Venohr et al. (2011). Es handelt sich hierbei um empirisch-konzeptionelle Ansätze, die die Retention in Abhängigkeit von Wasserfläche, Abfluss und Wassertemperatur separat für Neben- und Hauptläufe einzelner Teileinzugsgebiete (Analysegebiete) berechnen. Im Folgenden werden zunächst kurz die Hintergründe für Herleitung der Ansätze und der allgemeine Rechenweg beschrieben. Anschließend wird der vorgeschlagene, theoretische Ansatz zur Ableitung der Zielkonzentrationen am Auslass der Analysegebiete vorgestellt.

Unterscheidung von Haupt- und Nebenläufen und Abbildung der Gebietstopologie

Es wird angenommen, dass alle Einträge aus einem Analysegebiet in die Nebenläufe gelangen und dort einer Retention unterliegen. Die resultierenden Frachten der Nebenläufe werden rechnerisch erst am Ausgang des Analysegebietes in den Hauptlauf geleitet. Die Summe der Fracht aus den Neben- und Hauptläufen wird als Eingangswert für unterhalb folgende Hauptläufe verwendet, die dort einer entsprechenden Retention unterliegen. So kann so-

wohl eine differenzierte Wasserflächenverteilung, als auch eine Unterscheidung zwischen Haupt- und Nebenläufen inklusive der gegebenenfalls enthaltenen Seen in der Retentionsberechnung berücksichtigt werden. Der Hauptlauf eines Fließgewässers stellt in diesem Zusammenhang die direkte Verbindung zwischen dem Zulauf aus vorgelagerten Teileinzugsgebieten und dem Ablauf aus dem jeweiligen Teilgebiet dar (Abb. 1). Nach dieser Definition werden für Quelleinzugsgebiete keine Hauptläufe ermittelt. Zusätzlich zu der Unterscheidung zwischen Haupt- und Nebengewässern kann eine Retention für Seen am Auslass eines Analysegebiets berücksichtigt werden, in dem alle eingehenden Frachten einer Retention unterliegen.

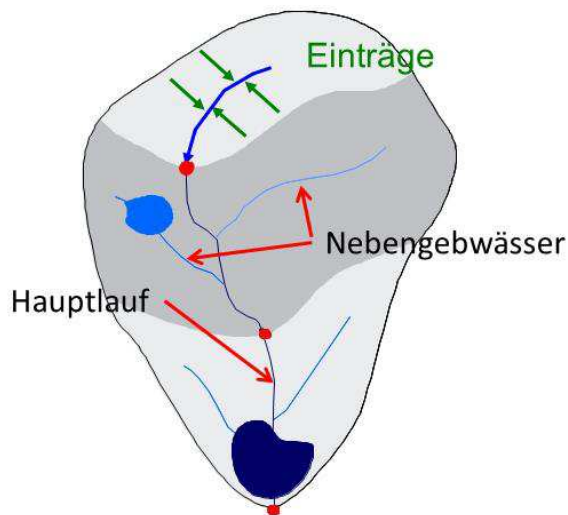


Abb. 1: Beispielhafte Beschreibung von Haupt- und Nebenläufen in einem Analysegebiet, wie sie in MONERIS zur Retentions- und Frachtberechnung berücksichtigt wird

Wasserflächenbestimmung in Flusssystemen

Flächenangaben zu größeren Seen und breiteren Fließgewässerabschnitten konnten direkt aus topographischen Karten entnommen werden. Für Fließgewässerabschnitte ohne Flächenangaben wurde diese über das Produkt aus Länge (direkt aus Karte entnommen) und Breite ermittelt. Für die Bestimmung der Breite der Nebenläufe wurde jeweils die Einzugsgebietsgröße, die Abflusspende und das Gefälle (1 km² Höhenmodell) des Teileinzugsgebiets verwendet. Bei der Breitenbestimmung des Hauptlaufes stützt sich die Berechnung jedoch auf die Größe und Abflusspende des Gesamtgebietes und das mittlere Gefälle des jeweils betrachteten Teileinzugsgebiets.

Die Fließlänge der Nebenläufe wurde auf Teileinzugsgebietsebene, aus der Differenz aller in der Karte ausgewiesenen Fließstrecken und der Länge des Hauptlaufes ermittelt. Zu der Oberfläche der Flussabschnitte wurde die Gewässeroberfläche der Standgewässer aus digitalen Karten extrahiert und getrennt den Haupt- und Nebenläufen der Teileinzugsgebieten zugewiesen. Die Gesamtwasserfläche eines Teileinzugsgebietes berechnete sich stets aus der Summe der Wasserflächen der Nebenläufe und des Hauptlaufes.

Die Kalibrierung des Ansatzes zur Abschätzung der mittleren Gewässerbreite basiert auf Arbeiten von Venohr et al. (2005) und Venohr et al. (2011) und berücksichtigt die Breitenangaben von 462 Hauptläufen und 259 Nebengewässern in Deutschland (Tab. 3). In Gleichung 1 wird der Berechnungsansatz dargestellt.

$$RW_{MR,TRIB} = k_{MR,TRIB1} \cdot A_{GE,TE}^{k_{MR,TRIB2}} \cdot q_{GE,TE}^{k_{MR,TRIB3}} \cdot sl_{TE}^{k_{MR,TRIB4}} \quad \text{Gl. 1}$$

mit $RW_{MR, TRIB}$ berechnete fließlängengewichtete mittlere Flussbreite der Hauptläufe (MR) und Nebenläufe (TRIB), in m

$A_{GE,TE}$ Einzugsgebietsgröße des Gesamteinzugsgebietes (GE) bzw. Teileinzugsgebietes (TE), in km²

$q_{GE,TE}$ Abflussspende des Gesamteinzugsgebietes (GE) bzw. Teileinzugsgebietes (TE), in l/(s·km²)

sl_{TE} mittleres Gefälle des Teileinzugsgebietes (TE) aus 1km² DHM, in %

$k_{MR,TRIB1-4}$ Modellkoeffizienten, ohne Einheit

Tab 3: Abgeleitete Parameter zur Berechnung der Gewässerbreite mit dem WSA_{RW}-Ansatz.

	Nebenläufe (TRIB)	Hauptläufe (MR)
A	0,082	0,26
B	0,0395	0,49
C	1,545	0,45
D	-0,025	-0,025

Berechnung der gewässerinternen Stickstoffretention

Der von Venohr (2006) entwickelte Retentionsansatz berücksichtigt als Eingangsgrößen die Wassertemperatur und die aus dem Verhältnis von Abfluss und Gewässeroberfläche berechnete hydraulische Belastung. Für die Herleitung dieser Eingangsdaten wurden die Haupt- und Nebenläufe eines Teileinzugsgebietes als homogen durchmischte Wasserkörper betrachtet. Die allgemeine Berechnungsformel wird durch Gleichung 2 dargestellt.

$$R = \left[1 - \frac{1}{1 + 4,74 \cdot e^{0,067T} \cdot \left(\frac{Q}{WSA} \right)^{-1}} \right] \cdot 100 \quad \text{Gl. 2}$$

Mit:

R resultierende Retention in einem Gewässerabschnitt, in %

T Wassertemperatur, in °C

Q Abfluss am Ausgang des betrachteten Gewässerabschnitts, in m³/a

WSA Wasseroberfläche, in m²

Der Quotient von Q / WSA wird im Folgenden auch Hydraulische Belastung genannt. Somit lässt sich die Fracht für einen Punkt über folgende Gleichung (3) berechnen:

$$F_{out} = F_{in} \cdot (1 - R/100) \quad \text{Gl. 3}$$

mit:

F_{out} Fracht, die ein Gebiet verlässt (z.B. Übergabepunkt zur Küste), in t/a

F_{in} Fracht (oder auch Einträge) die in einen Gewässerabschnitt gelangen, in t/a

5.3 Datengrundlagen für die MONERIS-Berechnungen

Die Retentionsfaktoren wurden vom igb auf Basis der fortgeschriebenen deutschlandweiten Berechnungen ermittelt. Dabei wurden für die Parameter Abfluss und Wassertemperatur die mittleren hydrologischen Verhältnisse des Zeitraums 2000 bis 2010 berücksichtigt. Die Gewässerbreite und somit die Gewässerfläche wird in Abhängigkeit vom Abfluss berechnet und bezieht sich somit auch auf diesen Zeitraum. Ausführliche Informationen zur Berechnungen und zu den weiteren verwendeten Datengrundlagen finden sich bei Fuchs et al. 82010) und Venohr et al. (2011).

6 Übertragung meeresökologische Ziele ins Binnenland

6.1 Retentionsfaktoren in MONERIS

Die Retention gibt den prozentualen Anteil der Einträge (Nebenläufe) und der eingehenden Frachten (Hauptläufe) an, die in einem betrachteten Gewässerabschnitt zurückgehalten werden. Als akkumulative Retention (R_a) wird die gesamte resultierende Retention auf der Fließstrecke von Auslass eines Analysegebiets bis zum Übergabepunkt (Mündung oder Tidebereich) Küste definiert (s. auch Fuchs et al. 2010). Für den vorliegenden Ansatz wird die Retentionsberechnung aus der Modellversion MONERIS 3.0 (Venohr et al. 2011) verwendet. Diese wurden im Rahmen des UBA F&E-Vorhabens „Eutrophierungsbewertung von Ökosystemen in Nord- und Ostsee im Rahmen von Oslo-Paris-Konvention, Helsinki-Konvention, EG-Wasserrahmenrichtlinie und Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie“ aktualisiert und für die Jahre 2006-2008 neu berechnet. Abbildung 2 zeigt die Verteilung der akkumulativen Retention für Stickstoff räumlich auf der Ebene der Analysegebiete.

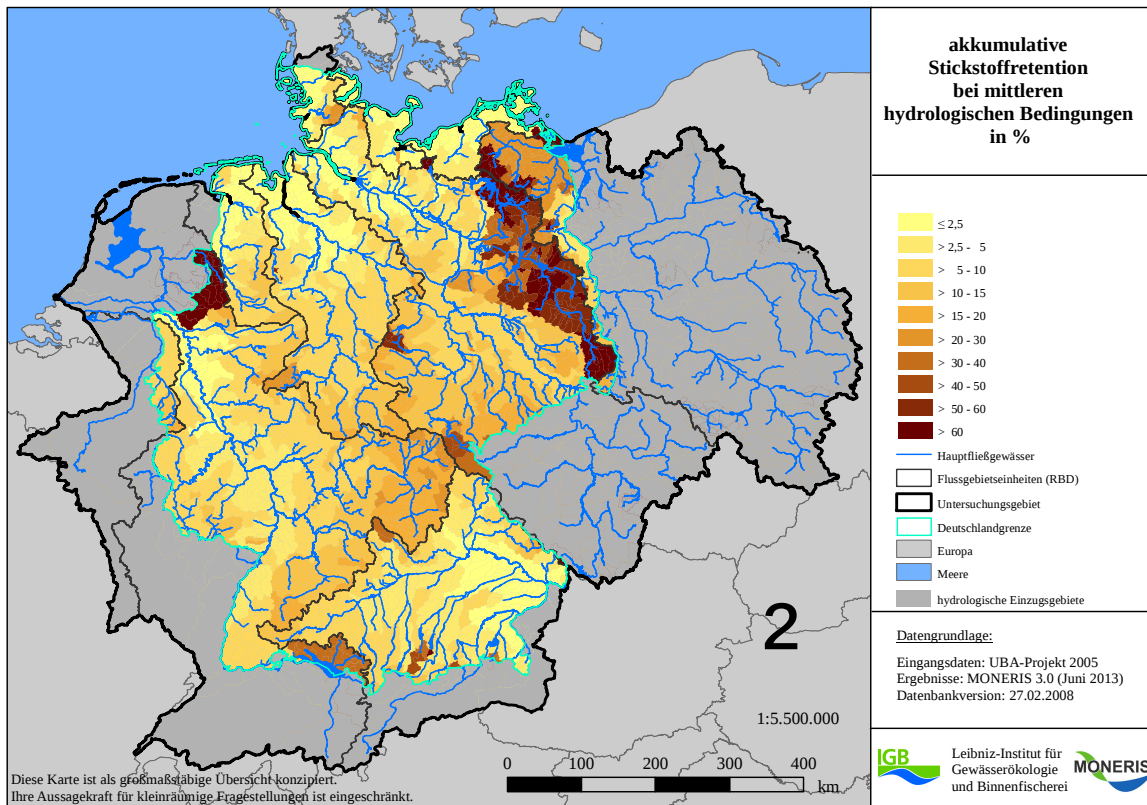


Abb. 2: Akkumulative Stickstoffretention in den Analysegebieten in MONERIS(Modelversion: MONERIS 3.0; Stand: November 2013; vgl. auch Fuchs et al. 2010)

Mathematisch nimmt die akkumulative Stickstoffretention in einigen Analysegebieten sehr hohe Werte an, deshalb wird in dieser Empfehlung die akkumulative Retention auf 50 % begrenzt. Dies bedeutet für die Nordsee-einzugsgebiete rechnerisch einen maximalen Wert von 5,6 mg/l TN und für die Ostsee-einzugsgebiete einen maximalen Wert von 6,4 mg/l TN. Durch auf- beziehungsweise abrunden, wird in beiden Fällen eine Stickstoffkonzentration von 6,0 mg/l TN ermittelt. Durch die Begrenzung der akkumulativen Retention auf 50 % sind im Nordsee- und Ostsee-einzugsgebiet vor allem kleine Flächen betroffen. Diese Konzentration wird auch auf das Einzugsgebiet der Donau übertragen, hier ergeben sich aus meeresökologischen Erwägungen keine weiteren Reduzierungsbedarfe.

6.2 Übertragung der Stickstoff-Zielwerte ins Binnenland

Aus der akkumulativen Retention und den meeresökologischen Zielwerten werden regional differenzierte meeresökologische Zielkonzentrationen für das Binnenland errechnet (Gl. 4).

$$CB_i = CM_i / (1 - Rai) \quad (4)$$

mit

CB_i zu errechnender meeresökologischer Zielwert im Binnenland für ein Analysegebiet i

CM_i abgestimmter meeresökologischer Zielwert im limnisch-marinen Übergangsbereich eines Gebiets i

Rai akkumulative Stickstoffretention eines Analysegebiets i

In Tabelle 4 sind CMi-Werte für einige Übergangsbereiche dargestellt. Für Analysegebiete, die direkt in Küstengewässer entwässern, gilt CBI = CMi.

Tab. 4: Anzustrebende Maximalkonzentration für TN in verschiedenen limnisch-marinen Übergangsbereichen.

	CM _i	Einheit
Nordsee	2,8	(mg l ⁻¹)
Ostsee	3,2	(mg l ⁻¹)
Donau	6,0	(mg l ⁻¹)

Abbildung 3 zeigt die räumliche Verteilung der ins Binnenland übertragenen meeresökologischen Stickstoffzielwerte auf der Ebene der Analysegebiete. Sie variieren rechnerisch zum Beispiel im Einzugsgebiet der Elbe zwischen 2,8 mg/l TN in Analysegebieten im Elbemündungsbereich und 4,62 mg/l TN im Grenzbereich zu Tschechien.

Für das Einzugsgebiet der Oder wird kein Stickstoffzielwert angegeben, da die Reduktionserfordernisse, die sich aus dem HELCOM-Ostseeaktionsplan ergeben, noch nicht auf die Ostseezuflüsse verteilt wurden. Diese Aufteilung muss zuerst erfolgen, bevor die in der IKSO geklärt werden kann, welche oderzuflüsse welche Zielkonzentrationen erbringen müssen.

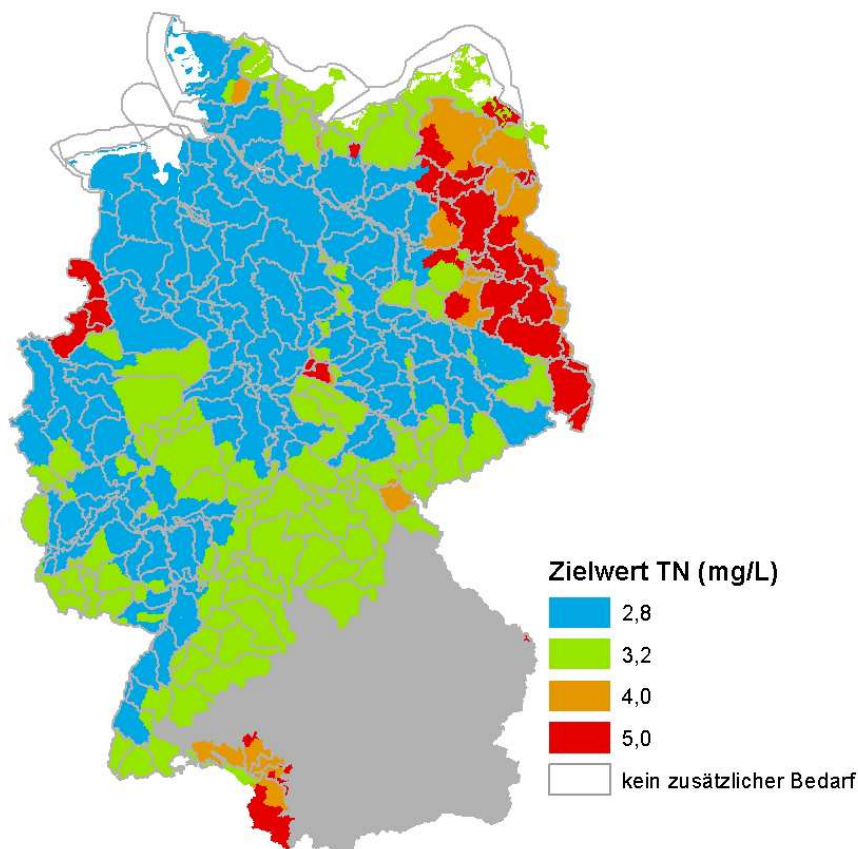


Abb. 3: Ins Binnenland übertragene meeresökologische Anforderungen an die mittlere jährliche Gesamtstickstoffkonzentration unter Berücksichtigung der akkumulativen Stickstoffretention auf der Ebene von Analysegebieten aus MONERIS (Modellversion: MONERIS 3.0; Stand: November 2013). Planungseinheiten sind umrandet.

6.3 Klassenbildung

Um die rechnerisch ins Binnenland übertragenen meeresökologischen Zielwerte für die Bewirtschaftungsplanung nutzbar zu machen, müssen sie zu Klassen aggregiert werden, die die naturräumlichen Eigenschaften von Analysegebietsgruppen zusammenfassen.

Grundsätzlich bieten sich Planungseinheiten, Bundesländer oder Naturräume als Aggregierungsebenen an. Aus praktischen Gründen erfolgt für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie die Aggregierung auf der Ebene der Planungseinheiten, weil die Variation der Zielwerte innerhalb der Bundesländer zu groß und die Geometrien für Naturräume nicht in einer abgestimmten Version verfügbar sind.

Die Übertragung der Zielwerte auf die Planungseinheiten erfolgt auf der Basis des in der Planungseinheit dominierenden Zielwerts (Abb. 4).

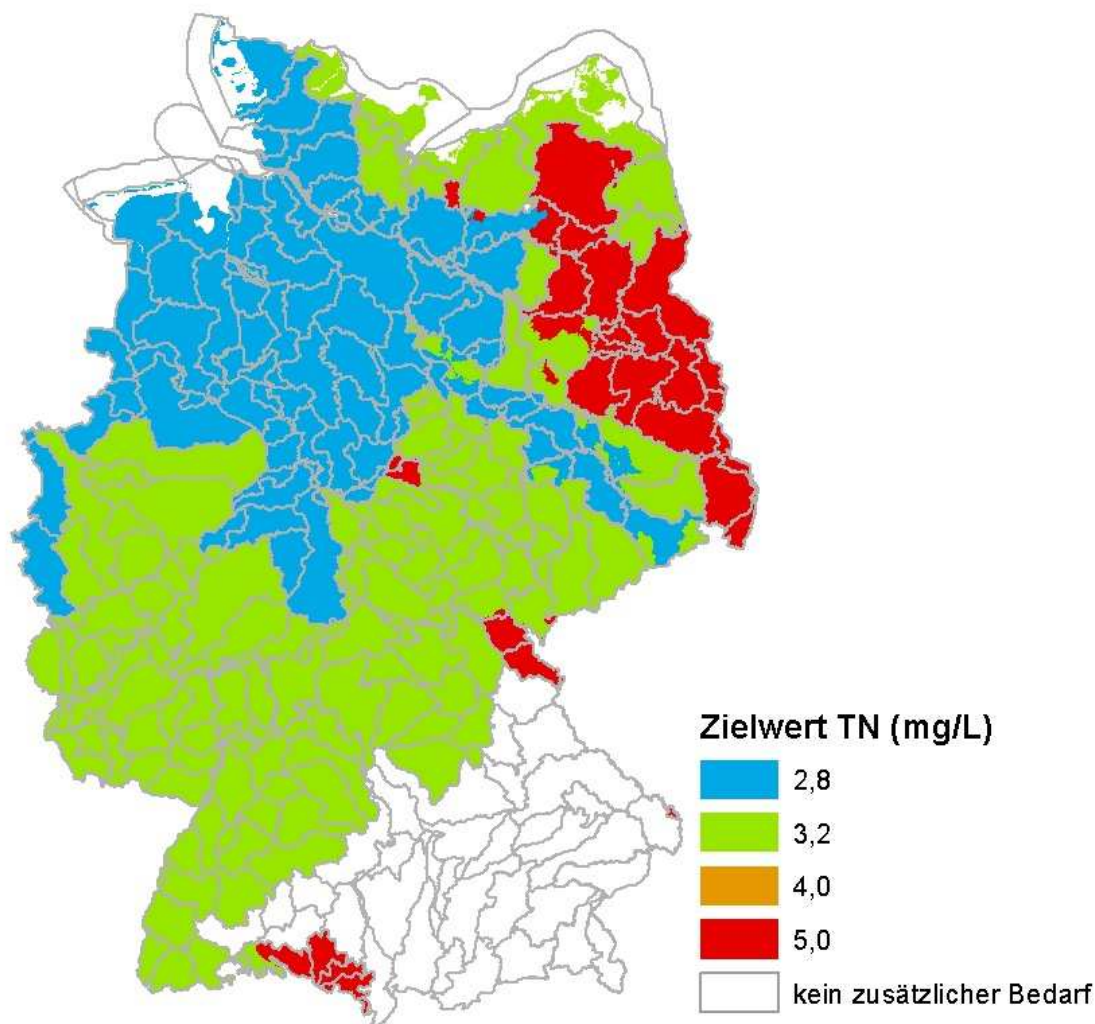


Abb. 4: Meeresökologisch notwendige, maximale mittlere jährliche Stickstoffkonzentrationen im Binnenland, abgeleitet unter Berücksichtigung der Retention für Planungseinheiten.

7 Bewirtschaftungsplanung und Nährstoffmanagement

Die ins Binnenland übertragenen meeresökologischen Zielwerte für die mittlere jährliche Gesamtstickstoffkonzentration sind eine Bewirtschaftungsempfehlung, um die für Nord- und

Ostsee notwendigen Stickstoffreduzierungsvorgaben erfüllen zu können. Es wird empfohlen, bei der Bewirtschaftungsplanung durch Auswertung von Monitoringergebnissen zur Gewässergüteüberwachung zu prüfen, ob die ins Binnenland übertragenen meeresökologischen Zielwerte eingehalten werden. Dabei wird empfohlen, diese Prüfung im Übergangsbereich limnisch-marin oder dem entsprechenden Grenzprofil/Übergabepunkt zu beginnen und ins Einzugsgebiet fortzusetzen. Sollte an einer unterhalb liegenden Messstelle der ins Binnenland übertragene meeresökologische Zielwert eingehalten sein, besteht oberhalb dieser Messstelle kein weiterer Handlungsbedarf, die Nährstoffeinträge oberhalb aus Meereschutzgründen zu reduzieren. Werden die Zielwerte dagegen überschritten, sollten entsprechende Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffeinträge geplant und umgesetzt werden.

8 Zusammenfassung

Die Eutrophierung der Nord- und Ostsee sowie des Schwarzen Meeres ist nach wie vor eine wichtige wasserwirtschaftliche Frage. Ohne dass die flussbürtigen Nährstoffeinträge aus dem Binnenland verringert werden, können in den Meeren nicht die Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie und der Meeresstrategierahmenrichtlinie erreicht werden.

Für die Nord- und Ostsee wurden von Experten meeresökologische Zielwerte für Gesamtstickstoff für den Übergangsbereich zwischen limnischen und marinen Verhältnissen erarbeitet. Für die Nordsee wurde eine Konzentration von 2,8 mg/l TN von der LAWA verabschiedet; für die Ostsee wird ein ähnliches Konzept erarbeitet. Hier wird zurzeit eine Konzentration zwischen 2,6 und 3,2 mg/l TN diskutiert. Die Vorgehensweise an der Ostsee muss noch von den LAWA Gremien verabschiedet werden.

Um die meeresökologischen Ziele ins Binnenland zu übertragen, muss die Retention im Gewässersystem berücksichtigt werden. Messungen haben zum Beispiel im Elbeeinzugsgebiet ergeben, dass zwischen Schmilka und Seemannshöft in den Sommermonaten etwa die Hälfte des anorganischen Stickstoffs abgebaut wird. Mit dem Bilanzierungsmodell MONERIS werden für die Analysegebiete mittlere jährliche akkumulative Stickstoffretentionsraten errechnet. Mit Hilfe dieser Rate werden die meeresökologischen Zielwerte ins Binnenland übertragen.

Die ins Binnenland übertragenen meeresökologischen Zielwerte für die mittlere jährliche Gesamtstickstoffkonzentration sind eine Bewirtschaftungsempfehlung, mit der die für Nord- und Ostsee notwendigen Stickstoffreduzierungsvorgaben erfüllt werden können. Werden in einer Planungseinheit die hier empfohlenen Mittelwerte überschritten und am Übergangsbereich limnisch-maritim oder dem entsprechenden Grenzprofil/Übergabepunkt der ins Binnenland übertragene meeresökologische Zielwert nicht eingehalten, sollten Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffeinträge geplant und umgesetzt werden. Die Überschreitungen kann durch Auswertung der Ergebnisse der Gewässerüberwachung festgestellt werden.

9 Literatur

Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands, Umweltbundesamt (UBA). Forschungsbericht 75/99, Berlin, 288 pp.

- BLMP [Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des BLMP: Gade, R., Fischer, M., Kaiser, R., Rabe, O., Grage, A., Knaack, J., Petri, G., Trepel, M., Brockmann, U., von Beusekom, J. & Kuhn, U.] (2011): Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Bund Länder Messprogramm / Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, 50. S.
- BLANO [Ad-hoc-AG Nährstoffreduktionsziele und Eutrophierung Ostsee: Weber, M. von, Carstens, M., Bachor, A., Petenati, T., Kniefelkamp, B., Trepel, M., Leujak, W., Schernewski, G., Friedland, R., Nausch, G., Brockmann, U.] (in prep.): Harmonisierte Referenz- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll-a in der deutschen Ostsee - Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie und der Helsinki-Konvention.
- FGG Weser (2013) Die wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen in der Flussgebietseinheit Weser.
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H. & Venohr, M. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS - Nährstoffe, Schwermetalle, Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Umweltbundesamt, Dessau.
- HELCOM 2013: <http://helcom.fi/baltic-sea-action-plan/nutrient-reduction-scheme/targets>
- Hirt, U., Mahnkopf, J., Gadegast, M., Czudowski, L., Mischke, U., Heidecke, C., Schernewski, G. & Venohr, M. (2014): Reference conditions for rivers of the German Baltic Sea catchment: reconstructing nutrient regimes using the model MONERIS. Regional Environmental Change, online veröffentlicht 17.November 2013, --doi 10.1007/s10113-013-559-7.
- Kronvang, B., Hezlar, J., Boers, P., Jensen, J. P., Behrendt, H., Anderson, T., Arheimer, B., Venohr, M. & Hoffmann, C. C. (2004). Nutrient Retention Handbook. NVA report SNO 4878/2004, Oslo, 103 pp. http://www.wise-rtd.info/sites/default/files/d-2007-09-04-Euroharp_report-9-retention-handbook.pdf
- LAWA (2012): Ableitung überregionaler Bewirtschaftungsziele in den Flussgebietseinheiten mit deutscher Federführung.
- Ritz, S. & Fischer, H. (2014) Abschätzung des N-Umsatzes in der Elbe über „Open Channel“ Methoden. In: Stickstofflimitation in Binnengewässern. Ist Stickstoff-reduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht zum BMBF-Projekt NITROLIMIT, FKZ 033L041 G, in Vorbereitung.
- Rupp, H., Krüger, F., Büttner, O., Kunert, M., Meissner, R., Muhs, K. & Witter, B. (2000). Wirkung von Hochwasserereignissen auf die Schadstoffbelastung von Auen und kulturwirtschaftlich genutzten Böden im Überschwemmungsbereich von Oka und Elbe. BMBF-Abschlussbericht, FKZ 02 WT9617/0, 209 S.

- Schernewski, G., Friedland, R., Carstens, M., Hirt, U., Leujak, W., Nausch, G., Neumann, T., Petenati, T., Sagert, S., Wasmund, N. & von Weber, M. (submitted): Implementation of European marine policy: New water quality targets for German Baltic waters. Eingereicht bei Marine Policy.
- Schulz-Zunkel, C., Scholz, M., Dasperidus, H. D., Krüger, F., Natho, S. & Venohr, M. (2012). Nährstoffrückhalt. In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W, Henle, K.: Ökosystemfunktionen in Flussauen. Schriftenreihe Naturschutz und biologische Vielfalt 124, S. 48-72.
- Schwartz, R. (2006) Geochemical characterisation and erosion stability of fine-grained groyne field sediments of the Middle Elbe River. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 34: 223-233.
- Trepel, M. (2009). Nährstoffrückhalt und Gewässerrenaturierung. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2, 211-215.
- van Beusekom, J. E. E. (2005): A historic perspective on Wadden Sea eutrophication. *Helgoland Marine Research* 59: 45-54.
- van Beusekom, J. E. E., Weigelt-Krenz, S. & Martens, P. (2008). Long-term variability of winter nitrate concentrations in the Northern Wadden Sea driven by freshwater discharge, decreasing riverine loads and denitrification. *Helgoland Marine Research* 62: 49-57.
- Venohr, M. (2006): Modellierung der Einflüsse von Temperatur, Abfluss und Hydromorphologie auf die Stickstoffretention in Flusssystemen. *Berliner Beiträge zur Ökologie* 14, Weißensee Verlag, Berlin, 193 S.
- Venohr, M., Donohue, I., Fogelberg, S., Arheimer, B. & Behrendt, H. (2005): Modelling nitrogen transfer in river systems: The importance river morphology and the occurrence of lakes. *Water Science and Technology* 54: 19-29.
- Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J., Matranga, M., Mahnkopf, J., Gadegast, M., & Behrendt, H. (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS – Methods and Background. *Int. Rev. Hydrobiol.* 96: 435 – 483.
- Walling, D. E, Owens, P. N., Carter, J., Leeks, G. J. L., Lewis, S., Meharg, A. A. & Wright, J. (2003) Storage of sediment-associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems. *Applied Geochemistry* 18: 195-220.