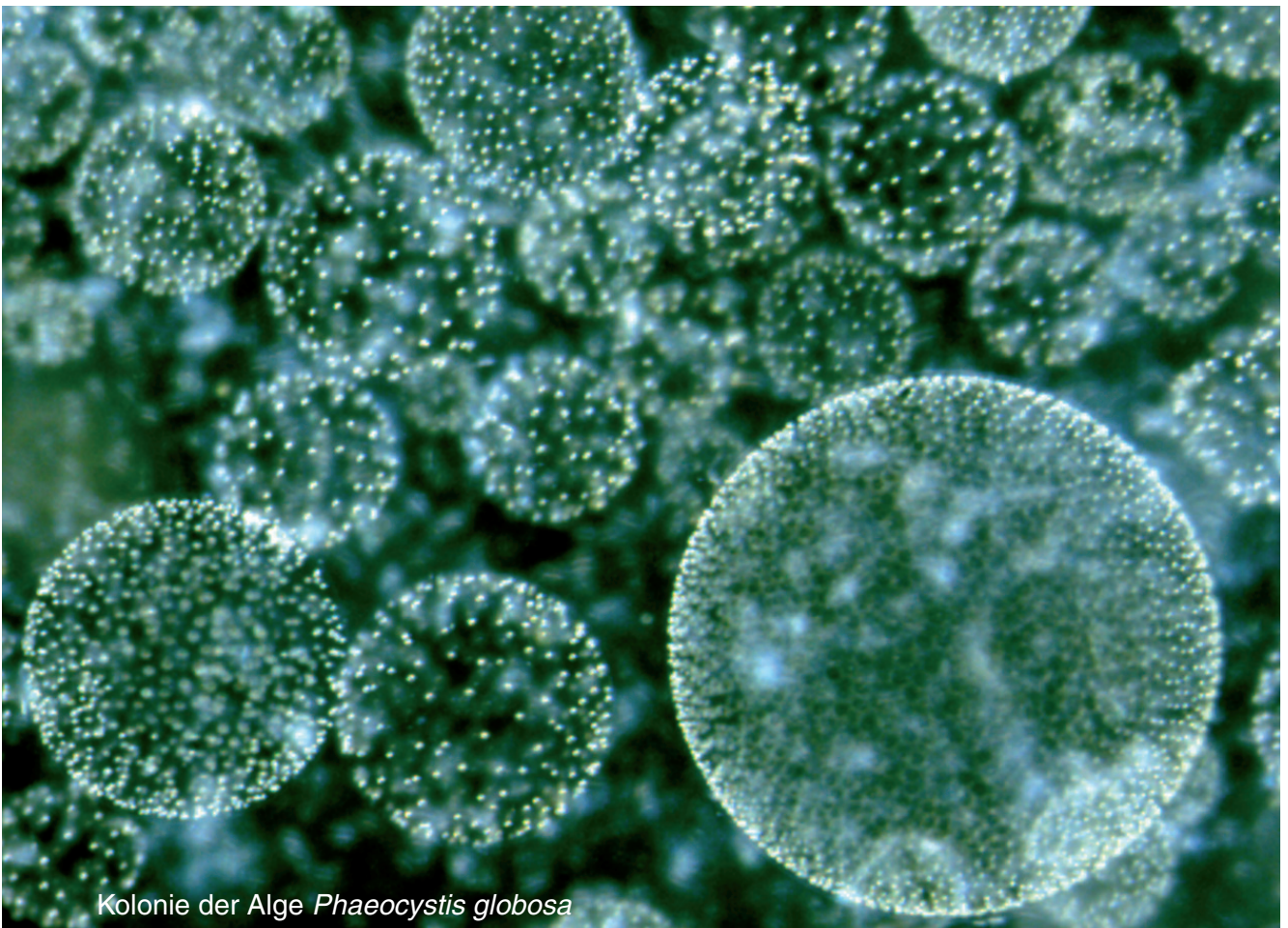


Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)



BUND-LÄNDER
MESSPROGRAMM

Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie



Kolonie der Alge *Phaeocystis globosa*

Verabschiedet auf der 17. ARGE BLMP am 01.07.2011 und den Lenkungsausschuss der Expertengruppe Meer, 9. Sitzung am 24.3.11.

Stand: 01.06.2011

Foto Titel: Kolonie der Alge *Phaeocystis globosa* Jeanette Göbel, LANU

Vorgelegt von der Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des BLMP

Mitglieder:

Rudolf Gade (Sprecher), Mareike Fischer, Ralf Kaiser
Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz, Hannover

Oliver Rabe
Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel

Annika Grage, Jürgen Knaack, Gabriele Petri
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Oldenburg

Michael Trepel
Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek

Uwe Brockmann (im Auftrag des Umweltbundesamtes)
Universität Hamburg

Justus van Beusekom (Leiter der Ad-hoc-AG Nährstoffe und Phytoplankton des BLMP)
Alfred-Wegener-Institut, Sylt

Ute Kuhn
Geschäftsstelle der Flussgebietsgemeinschaft Weser, Hildesheim



ARGE BLMP Nord- und Ostsee

Auf der 34. Umweltministerkonferenz Norddeutschland am 17. April 1997 sind die zuständigen Ressorts des Bundes und der Länder Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein übereingekommen, für die Zusammenarbeit bei der Überwachung der Meeresumwelt von Nord- und Ostsee eine Arbeitsgemeinschaft Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (ARGE BLMP Nord- und Ostsee) zu bilden.

Mitglieder der ARGE BLMP sind:

- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
- Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
- Bundesministerium für Bildung und Forschung
- Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern
- Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein

Inhalt

0	Veranlassung	4
1	Hintergrund	6
1.1	Eutrophierung	6
1.2	Hydrographie der Nordsee	7
1.3	Nährstoffeinträge und –transport in der südlichen Nordsee	7
1.4	Beschreibung der WRRL-Küstengewässertypen	10
2	Bisherige Vorgehensweisen in den Flussgebietseinheiten bei der Ableitung von Reduzierungszielen ..	12
3	Wechselwirkungen in den Küstenwasserkörpern	14
3.1	Korrelation zwischen Nährstoffeinträgen und Nährstoffkonzentrationen in den Küstenwasserkörpern	14
3.2	Korrelation zwischen Phytoplankton (Chl-a-Konzentrationen) und Nährstoffkonzentrationen in verschiedenen Küstengewässertypen	15
3.3	Korrelation zwischen Phytoplankton (Chl-a-Konzentrationen) und Nährstoffeinträgen in Küstenwasserkörpern	16
3.4	Korrelationen zwischen Nährstoffkonzentration und weiteren Faktoren in den Küstenwasserkörpern	18
3.4.1	Ausdehnung der Makrophyten (Sichttiefe, Verbreitung Seegras)	18
3.4.2	Silikat-Stickstoffverhältnis	20
4	Vereinfachte Reduktionsbetrachtungen	22
5	Vereinfachte Bilanzierungsbetrachtungen	26
5.1	Methodik	26
5.2	Räumliche Diskretisierung	29
5.3	Betrachtung des direkten Flussfrachtenanteils am Stickstofftransport im Küstengewässer und der Vermischung	29
5.4	Nährstoffexport	33
6	Ableitung von Reduzierungszielen	33
6.1	Grundlagen	33
6.2	Szenarien	36
6.3	Bewertung	39
6.3.1	Flussgebiet Ems	39
6.3.2	Weser	41
6.3.3	Elbe	41
6.3.4	Eider	41
7	Zusammenfassung	41
	Literatur	43
	Glossar	46
	Anhang	48
	Abbildungsverzeichnis	49
	Tabellenverzeichnis	50

Die im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie abgegrenzten Wasserkörper für die Küstengewässer der deutschen Nordsee sind nach den Ergebnissen der Bestandsaufnahme nicht in einem guten ökologischen Zustand. Als wesentliche Belastung und damit Ursache für die Zielverfehlung werden Nährstoffeinträge aus den landseitigen Einzugsgebieten der Nordsee geltend gemacht. Obwohl sich in den vergangenen Jahrzehnten die Nährstoffeinträge aus Deutschland in die Nordsee erheblich verringert haben, reicht dies nicht aus, um die ökologischen Zielvorgaben der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen.

Für die Fortschreibung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme wird daher eine Methodik benötigt, die transparent (nachvollziehbar) den Reduzierungsbedarf anhand einer ökologischen Qualitätskomponente herleitet und deren Zielindikatoren im Rahmen der Monitoringprogramme quantitativ land- und seeseitig überprüft werden können.

Die erste internationale Nordseeschutzkonferenz (INK) und die Vertragsstaaten der Oslo-Paris-Kommission zum Schutz des Nordostatlantiks (OSPAR) beschlossen in den 1980er- und 1990er-Jahren Strategien zur Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Meeresgewässer. Bis zum Jahr 2000 sollte gemäß INK eine Halbierung, bezogen auf das Jahr 1985, erreicht werden. Nach OSPAR sollte im Jahr 2010 eine gesunde Meeresumwelt hergestellt sein, in der Eutrophierung nicht mehr auftritt.

Die Ziele der Nordseeschutzkonferenzen wurden bis 2010 für Phosphor, nicht jedoch für Stickstoff erreicht. Die gesamte Deutsche Bucht wird derzeit von OSPAR weiterhin als Eutrophierungs-Problemgebiet eingestuft.

Die Umsetzung dieser Strategien erfolgte in Deutschland bisher insbesondere über die Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG), die Nitratrichtlinie (91/676/EWG) sowie die IVU-Richtlinie (96/61/EG). Mit dem Inkrafttreten der 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.

In den von der Arbeitsgemeinschaft Bund-Länder-Messprogramm Meeresumwelt Nord- und Ostsee (BLMP AG WRRL 2007, Gade 2007) im Januar 2007 vorgelegten Handlungsempfehlungen zur Reduzierung der Belastungen durch Eutrophierung in den deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee gemäß WRRL, OSPAR und HELCOM im Kontext einer europäischen Wasserpolitik wurde eine Reduzierung der Stickstoffkonzentration in den Nordseezuflüssen auf 3 mg/l (Mittelwert) empfohlen. Diese waren jedoch im LAWA-Umlaufverfahren im August 2007 nicht mehrheitsfähig, da dieses Reduzierungsziel nicht von einer biologischen WRRL-Qualitätskomponente abgeleitet war.

Die LAWA-Vollversammlung hielt es für notwendig, zunächst für 2015 realistische Bewirtschaftungsziele zur Minderung der Nährstofffrachten in den Küstengewässern der Flussgebietseinheiten (FGE) maßnahmenorientiert abzuleiten und dafür möglichst ein bundeseinheitliches Verfahren zu nutzen. In der Folge wurde ein „Konzept zur Festlegung der Bewirtschaftungsziele 2015 für die Verminderung der Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern“ erarbeitet und der 135. LAWA-Vollversammlung vorgelegt.

Es empfiehlt, die Reduzierungsziele für das Erreichen des guten ökologischen Zustands der Küstenwasserkörper aus dem Vergleich der aktuellen und der zulässigen Chlorophyll-a-

Konzentration (Chl-a-Konzentration) in den von der jeweiligen Flussgebietseinheit beeinflussten Küstenwasserkörpern abzuleiten. Je nach der aktuellen Nährstofffracht aus dem Einzugsgebiet und den Vorbelastungen aus benachbarten Küstenwasserkörpern ergeben sich unterschiedliche Reduzierungsziele für die einzelnen Flussgebietseinheiten. Infolge der noch bestehenden wissenschaftlichen Unsicherheiten sind für den ersten Bewirtschaftungsplan die Bewirtschaftungsziele abzuleiten, die sich an den notwendigen Reduzierungsanforderungen für die Chl-a-Konzentration in den Küstenwasserkörpern, den bis 2015 durchführbaren Maßnahmen im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit und deren Wirkung auf die Nährstoffreduzierung orientieren. Die verbleibenden notwendigen Frachtreduzierungen müssen dabei auf die folgenden Bewirtschaftungszeiträume verteilt werden. In Abhängigkeit von den gemessenen Erfolgen sind in den folgenden Bewirtschaftungszyklen ab 2015 weitere Maßnahmen zur Reduzierung von Stoffeinträgen vorzusehen.

Alle Flussgebietsgemeinschaften mit deutschen Anteilen haben sich für eine weitere Reduzierung der Nährstoffeinträge für die Dauer des ersten Bewirtschaftungszeitraums 2010 bis 2015 ausgesprochen und dies in den 22.12.2010 veröffentlichten Bewirtschaftungsplänen entsprechend dokumentiert. Allerdings haben die Flussgebietseinheiten Rhein, Ems, Weser und Elbe verschiedene Herangehensweisen zugrunde gelegt, um sich auf Nährstoffreduzierungsziele für den ersten Bewirtschaftungszeitraum bis 2015 zu verständigen.

International werden die konkreten Reduzierungsanforderungen für Nährstoffe mittelbar im Rahmen der Interkalibrierung abgestimmt. In diesem Prozess vergleichen die beteiligten Staaten (für die deutschen Küstengewässertypen insbesondere Dänemark, Deutschland und die Niederlande) ihre Messergebnisse und Bewertungsverfahren für die biologischen Qualitätskomponenten. Für Chl-a verständigte man sich auf Schwellenwerte, die den guten ökologischen Zustand der Küstengewässer beschreiben. Der erste europäische Interkalibrierungsprozess endete 2008 und mündete in einer Entscheidung der Kommission vom 30.10.2008 (ABl. L 332 vom 10.12.2008). Für die Wasserkörper NEA 1/26 wurde zwischen Deutschland und Dänemark ein Wert von 7,5 µg/l Chl-a-Konzentration (90-Perzentil) als Bestandteil der Qualitätskomponente Phytoplankton für die Grenze gut/mäßig interkalibriert. Für die Wasserkörper NEA 3/4, die Deutschland und die Niederlande gemeinsam haben, ist von Deutschland ein Wert von 10,8 µg/L Chl-a-Konzentration (90-Perzentil) als Schwellenwert gut/mäßig definiert worden. Bisher konnten sich Deutschland und die Niederlande jedoch noch nicht auf einen gemeinsamen Schwellenwert für die Grenze gut/mäßig einigen, sodass der Typ NEA 3/4 noch nicht interkalibriert wurde. Der Zeitplan der EU sieht eine Entscheidung zur Interkalibrierungsphase Teil II für Ende 2011 vor. Die Hintergründe und das Ergebnis der Interkalibrierung werden in einem gesonderten Hintergrundpapier, dem nationalen Beitrag zum sogenannten technischen Bericht, dargestellt.

Auf der 136. LAWA Vollversammlung wurde festgestellt, dass für eine weitergehende Strategie die Ergebnisse des Interkalibrierungsprozesses für die WRRl-Qualitätskomponente Phytoplankton der deutsch-niederländischen Küstengewässer benötigt werden. Die 136. LAWA-Vollversammlung hat darum gebeten, das „Konzept zur Festlegung der Bewirtschaftungsziele 2015 für die Verminderung der Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern“ für den zweiten Bewirtschaftungszeitraum der WRRl fortzuschreiben.

Ein bundeseinheitliches Verfahren entsprechend der Empfehlung der LAWA-Vollversammlung zur Ableitung von Nährstoffreduzierungsanforderungen in den Binnenzuflüssen wurde bisher nicht erstellt. Entsprechend des Auftrags der 136. LAWA-Vollversammlung und um das Vorgehen in Deutschland in den Flussgebieten zu

harmonisieren, wird hiermit ein wissenschaftlich vertretbares, transparentes, nachvollziehbares und auf alle Flussgebiete anwendbares Berechnungs-/Ableitungsverfahren auf der Basis bisher verwendeter Verfahren vorgelegt.

Der Fokus des Ableitungsverfahrens liegt auf den Küstenwasserkörpern der Deutschen Bucht. In der Folge ist das hier entwickelte Verfahren zur Ermittlung der Reduzierungserfordernisse der Binnenzuflüsse direkt auch nur auf die Nordseezuflüsse Ems, Weser, Elbe und Eider anwendbar. Der Rhein wird mittelbar über seinen Einfluss in der Deutschen Bucht betrachtet.

1 HINTERGRUND

1.1 Eutrophierung

Der Prozess einer natürlich oder anthropogen bedingten Nährstoffanreicherung wird als Eutrophierung (gr. eutrophein = gute Nahrung bekommen, prächtig gedeihen) bezeichnet.

Negative Folgen einer solchen „Überdüngung“ des Meeres zeigen sich häufig als erstes in einem verstärkten Algenwachstum, da das Ausmaß der pflanzlichen Produktion wesentlich von der Verfügbarkeit der Nährsalze für die Pflanzen abhängt. Es kommt zu einer verstärkten Vermehrung des Phytoplanktons, von dem die Chl-a-Konzentration als vereinfachter Summenparameter bestimmt wird. Auch die Entwicklung von Grünalgen wird erheblich begünstigt (Reise & Siebert 1994).

Das verstärkte Algenwachstum führt zu einer Einschränkung des Lichtklimas, d.h. zu einer Verminderung der durchleuchteten Wassertiefe und damit zu einer Einschränkung des Lebensraumes von Wasserpflanzen (Makrophyten). Dies zeigt sich unter anderem in einem Rückgang der Seegraswiesen im deutschen Wattenmeer. Bei geeigneten klimatischen oder hydrographischen Bedingungen (Auftreten geschichteter Wassermassen) kann infolge des bakteriellen Abbaus abgestorbener Algen Sauerstoffmangel am Meeresboden eintreten. Dieser Mangel kann zum Massensterben von bodenlebenden Organismen und auch Fischen führen.

In den meisten Meeresgebieten sind Stickstoff oder Phosphor limitierend für den Aufbau von Biomasse, sodass vor allem die Zufuhr dieser Nährstoffe eutrophierend wirkt. Hohe Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen in Bezug zu Silikat fördern die Entwicklung von Flagellaten (wie die Schaumalge *Phaeocystis*) im Vergleich zu Kieselalgen. Damit werden die Ökosysteme an der Basis der Nahrungsnetze verändert (Colijn et al. 2002). Es können sich Blüten von giftigen Algen bilden, die die Nutzung von Muschelkulturen beschränken.

Die Eutrophierungsproblematik in der Nordsee konzentriert sich hauptsächlich auf das kontinentale Küstenwasser, einen 50 bis 100 km breiten Wassergürtel mit vermindertem Salzgehalt und erhöhten Nährstoffkonzentrationen, in den die großen Flüsse Schelde, Maas, Rhein, Ems, Weser, Elbe und Eider entwässern. Auch das Wattenmeer als wesentlicher Bestandteil unserer Küstengewässer ist von Eutrophierungsprozessen erheblich betroffen (van Beusekom et al. 2003, 2005). Heute sind etwa 80 % des Stickstoffs sowie etwa 60 % der Phosphorverbindungen in der niederländischen und deutschen Küstenzone anthropogenen Ursprungs.

1.2 Hydrographie der Nordsee

Die Wassermassen in der Nordsee werden durch Impulse insbesondere an den nördlichen Zugängen zum Atlantik zum Mitschwingen angeregt. Die Tidewelle durchläuft dabei das Gebiet der Deutschen Bucht entgegen dem Uhrzeigersinn, entlang der Ostfriesischen Inseln von West nach Ost und entlang der Nordfriesischen Inseln von Süd nach Nord. Aufgrund dieser Randbedingungen und überlagerten Wind- und Druckfeldern werden Restströmungen und Wasseraustauschprozesse generiert (Abb. 1). Die mittleren Restströmungen in der Nordsee erzeugen eine küstenparallele Strömung, die in der Deutschen Bucht eine Verzögerung durch partielle Rezirkulation erfährt. Gelegentliche Einträge aus dem Küstenwasser Englands sind ebenfalls im mittleren Strömungsverhalten angedeutet.

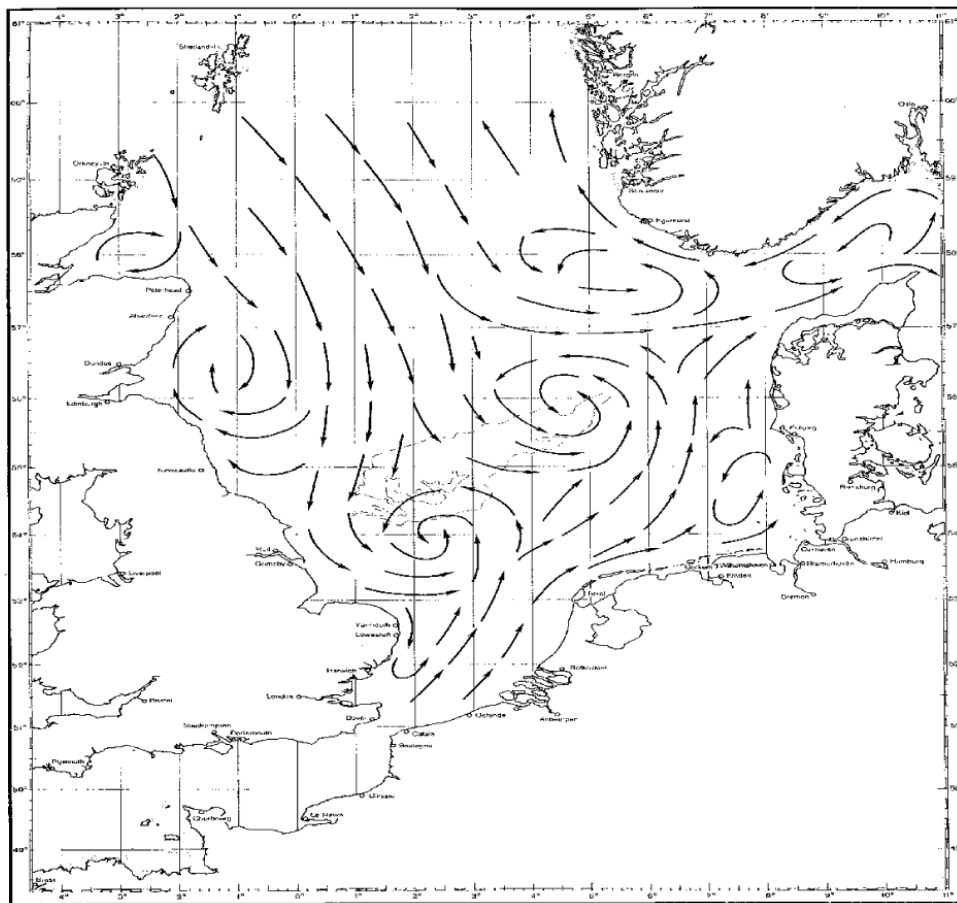


Abb. 1: Restströmungen in der Nordsee (Ernst Maier-Reimer, 1977)

1.3 Nährstoffeinträge und -transport in der südlichen Nordsee

Die Nährstoffbilanz für die Deutsche Bucht wird von grenzüberschreitenden Nährstoffimporten dominiert. Das kontinentale Küstenwasser, ausgehend von Frankreich bis Dänemark (Skagerrak) und entlang der norwegischen Südküste ist besonders nährstoffbelastet, da der Küstenstrom die Flussfrachten aus den Mündungsgebieten an diesen Küsten entlang transportiert. In der südlichen Nordsee nehmen die Nährstoffkonzentrationen von Südwest nach Nordost zu, infolge einer Zumischung von nährstoffreichem Küstenwasser aus den angrenzenden Ländern (Topcu & Brockmann subm.). Bedingt durch die oben beschriebene Restströmung in der Nordsee werden Nährstoffe auch von der englischen Küste eingetragen und, im geringeren Umfang, aus dem Atlantik.

Die Nährstoffeinträge entlang der Küste mit dem nordostwärts gerichteten Küstenstrom werden auch durch eine Zone erhöhter Chl-a-Konzentrationen widerspiegelt (Abb. 2, Peters et al. 2005).

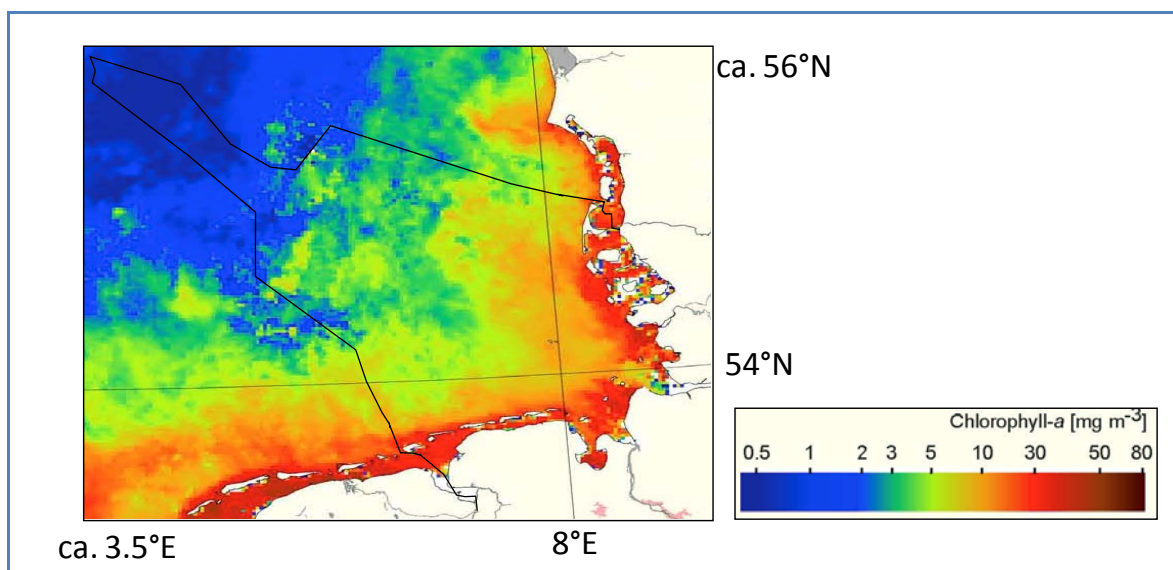


Abb. 2: Satelliten-Aufnahme von Chl-a-Konzentration: REVAMP, April 2003, monatlicher Median (Peters et al. 2005)

Die Nährstoffe in den Küstengewässern der Deutschen Bucht werden überwiegend von den unmittelbar einmündenden Flüssen Rhein, Ems, Weser, Elbe und Eider eingetragen. Abhängig von der Größe der Einzugsgebiete der Flüsse, dem Abflussregime als auch der naturräumlichen Gebietsausstattung variieren die Nährstoffeinträge über die Zuflüsse in die Nordsee erheblich. Weiterhin erhöht die anthropogene Nutzung die Stoffeinträge und damit die Verteilung auf Eintragsquellen. Beim Vergleich der Eintragsdaten im Zeitraum 1980 bis 2007 wird deutlich, dass über den Rhein, gefolgt von der Elbe und der Weser mit Abstand die größten Nährstofffrachten in die Nordsee eingetragen werden. Nur geringe Nährstoffeinträge stammen dagegen aus Ems und Eider (Tab. 1).

Fluss	Q [km ³ /a] [Q _d]	DIN [kt/a]	DIP [kt/a]	TN [kt/a] [F _d]	TP [kt/a]
	2001-2005	2001-2005	2001-2005	2001-2005	2001-2005
Rhein	89.8	217	8.84	279	17.35
Ems	2.7	12.2	0.10	14.6	0.36
Weser	10.6	38.6	0.73	47.6	1.94
Elbe	22.4	72.8	1.57	87.5	4.85
Eider	0.8	2.5	0.07	3.6	0.2

Tab. 1: Mittlere Flusseinträge 2001-2005 (Pätsch & Lenhardt 2011)

Neben den Stofffrachteinträgen der Flüsse tragen Stofftransporte aus Einträgen aus benachbarten Meeresgebieten zu den Nährstofffrachten in den deutschen Küstengewässern bei.

Insbesondere der Einfluss des Rheins ist mit seinen hohen Abflüssen und Nährstofffrachten bis über den nördlichen Rand der Deutschen Bucht hinaus nachweisbar: Langzeitbeobachtungen der Nährstoffkonzentrationen bei Norderney zeigen eine signifikante Korrelation mit den spezifischen Phosphorfrachten der Flüsse Rhein, Maas, Ems und dem IJsselmeer. Hydro-

dynamische Modelle belegen, dass die Einträge dieser Flüsse die Nährstoffkonzentrationen bei Norderney hauptsächlich beeinflussen (Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee, 2010/1).

In küstenfernen Gebieten tragen zunehmend Nährstoffeinträge aus benachbarten Gebieten sowie die atmosphärischen Einträge (Deposition von Stickstoff) zur Nährstoffbelastung bei. Der atmosphärische Stickstoffeintrag pro Jahr liegt für die Deutsche Bucht bei rund 1,1 t TN/km² (OSPAR 2007). Daraus ergibt sich beispielsweise für das Teilgebiet Nordfriesland ein Eintrag von 1,1 t TN/km²/a x 1452km²=1,6 kt/a.

Wasserkörper-Typ	Gebiet	Fläche [km ²]	Atmosphärischer Stickstoffeintrag [kt/a] [F _a]
NEA 1/2	Nordfriesland (NF)	1.452,0	1,6
	Ostfriesland (OF)	1.235,0	1,4
NEA 3/4	Mündungsbereich Elbe & Weser (El+W)	1.888,0	2,1
	Ostfriesland (OF)	508,3	0,6

Tab. 2: Atmosphärische Stickstoffeinträge bezogen auf Flächenanteile der einzelnen Gebiete

Infolge der Maßnahmen der Abwasserbehandlung zeigen die Nährstoffeinträge über Flüsse trotz großer zwischenjähriger Unterschiede, u.a. aufgrund der meteorologisch bedingten Unterschiede in den Abflüssen, eine abnehmende Tendenz). Die Nährstoffeinträge nehmen seit Mitte der 1980er Jahre mit einer Rate von 2 bis 3% pro Jahr stetig ab (Abb. 3 u. 4). Die größten Reduzierungserfolge wurden bisher an der Elbe festgestellt, gefolgt von Weser und Ems. Seit Mitte der 1990er-Jahre ist der Trend jedoch geringer, bedingt durch die nahezu vollständige Abwasserreinigung.

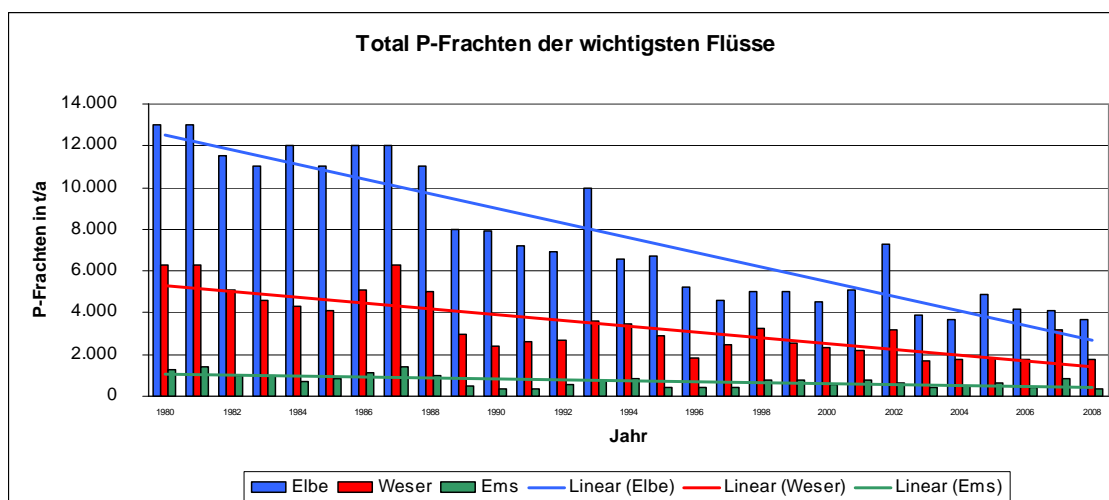


Abb. 3: TP-Frachten 1980 bis 2008 von Elbe, Weser, Ems (UBA-eigene Darstellung nach Angaben der Bundesländer für Berichterstattung OSPAR, Stand 2009)

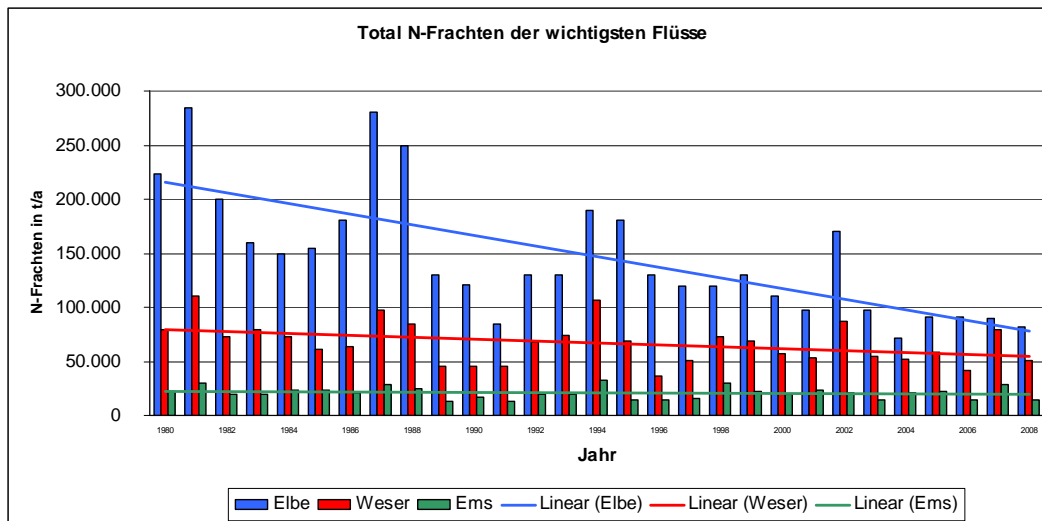


Abb. 4: TN-Frachten 1980 bis 2008 von Elbe, Weser, Ems (UBA-eigene Darstellung nach Angaben der Bundesländer für Berichterstattung OSPAR, Stand 2009)

Es ist festzustellen, dass es in der Nordsee trotz der erheblich verringerten Nährstoffeinträge von im Mittel 65 % bei Phosphor und immerhin 39 % bei Stickstoff im Zeitraum von 1985 bis 2010 noch nicht zu einer erwarteten Abnahme der Algenbiomasse gekommen ist. Allerdings ist im Wattenmeer die Phytoplankton-Biomasse im Sommer zurückgegangen (van Beusekom et al. 2009). Die Abnahme des Phytoplanktons ist geringer als die Abnahme der Flusseinträge, weil auch die Nährstoffe aus dem Atlantik das Phytoplankton-Wachstum mitbestimmen. Anders als für Süßgewässer ist im Salzwasser (Übergangs- und Küstengewässer) zumindest zeitweise Stickstoff das wichtigste produktionsbegrenzende Element (limitierender Faktor). Um eine weitere Abnahme der Biomasse zu erreichen, ist somit vor allem eine weitere Reduktion der Stickstoffeinträge anzustreben.

1.4 Beschreibung der WRRL-Küstengewässertypen

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie definiert die Küstengewässer als den Bereich der Meere, der zwischen der Küstenlinie und einer Linie eine Seemeile seewärts der Basislinie liegt. Zur Typisierung der Küstengewässer werden nach dem System B (Anhang II, 1.2, WRRL) neben den obligatorischen Faktoren *geographische Lage, Salzgehalt und Tidenhub* die optionalen Faktoren *durchschnittliche Zusammensetzung des Substrats* und *Seegangsexposition* herangezogen.

Die Küstengewässer in der Deutschen Bucht sind danach in fünf nationale Typen unterteilt (Abb. 5):

- N1 (euhalines offenes Küstengewässer),
- N2 (euhalines Wattenmeer),
- N3 (polyhalines offenes Küstengewässer),
- N4 (polyhalines Wattenmeer) und
- N5 (euhalines felsgeprägtes Küstengewässer um Helgoland).

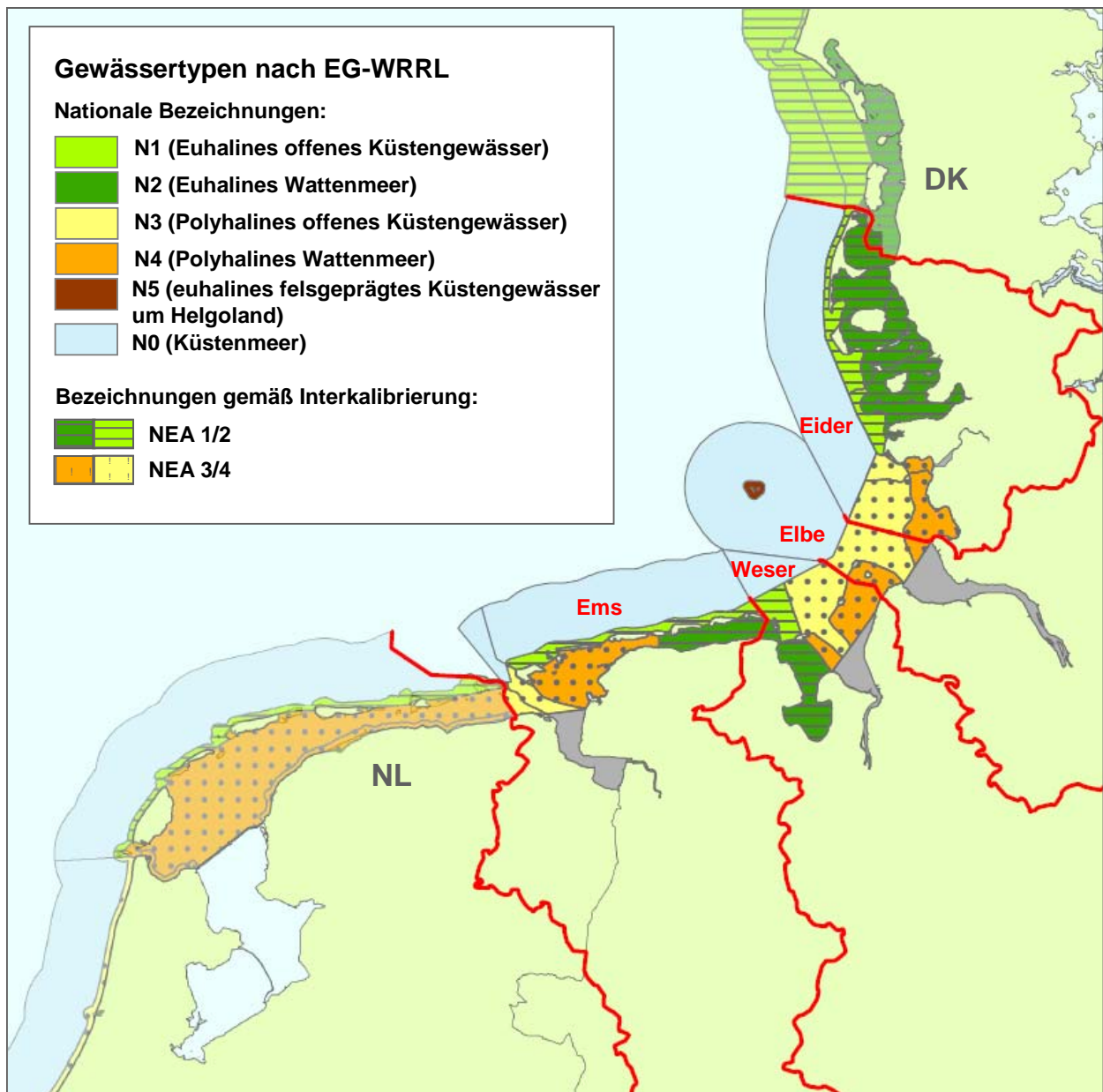


Abb. 5: Typisierung der Übergangs- und Küstengewässer und die Zuordnung der Wasserkörper gem. Beschluss der „Arbeitsgruppe WRRL“ des Bund/Länder-Messprogramms Meeresumwelt Nord- und Ostsee (BLMP-AG WRRL).

Hierbei erstrecken sich die nationalen euhalinen Typen N1 und N2 mit Salzgehalten >30 hauptsächlich vor der nord- und ostfriesischen Küste und beinhalten auch den Jadebusen. Im Rahmen der europäischen Interkalibrierung wurden die nationalen Typen N1 und N2 zu einem Interkalibrierungs-Typ (NEA 1/2) zusammengefasst. Die polyhalinen Typen N3 und N4 mit Salzgehalten zwischen 18 und 30 (vor der westlichen ostfriesischen Küste sowie im Mündungsbereich Ems, Weser und Elbe) sind stark geprägt von den Süßwassereinträgen aus den Flusseinmündungen. Diese wurden international zu dem Typ NEA 3/4 zusammengefasst.

Das euhaline felsgeprägte Küstengewässer um Helgoland (N 5) ist für die hier aufgeführten Betrachtungen nicht relevant.

Die mittleren Salzgradienten an der Oberfläche in der Deutschen Bucht finden sich in der nachfolgenden Abbildung (Abb. 6).

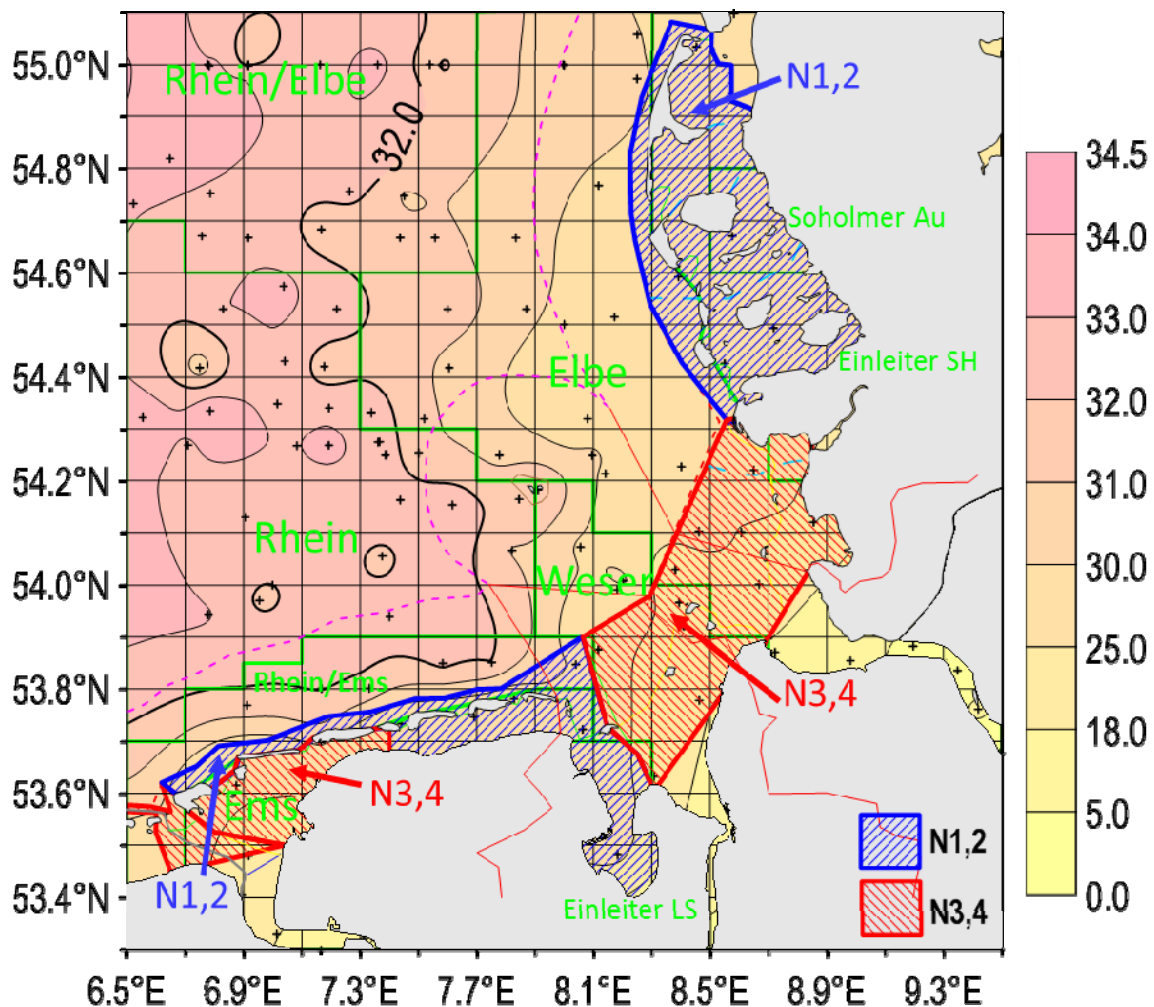


Abb. 6: Mittlere Salzgradienten an der Oberfläche in der Deutschen Bucht während der Wachstumsperiode 2001-2005 und mittlere Zonen der Flussfahnen (Brockmann & Topcu 2008)¹

2 BISHERIGE VORGEHENSWEISEN IN DEN FLUSSGEBIETSEINHEITEN BEI DER ABLEITUNG VON REDUZIERUNGSZIELEN

In Deutschland betrachten alle in die Nordsee entwässernden Flussgebietseinheiten die Verminderung der Nährstoffeinträge als wichtige Wasserbewirtschaftungsfrage. Bei der Ableitung der Ziele und Prognosen wurde aber, wie eine Auswertung der Bewirtschaftungspläne der Flussgebietseinheiten Rhein, Ems, Weser und Elbe zeigt, von den Flussgebietseinheiten keine einheitliche Herangehensweise gewählt (Tab. 3). Die Ableitung der notwendigen Nährstoffminderung erfolgte in der FGE Weser auf der Basis der Beschlüsse der Internationalen Nordseeschutzkonferenz für Stickstoff und auf Basis der nationalen WRRL-Orientierungswerte für Phosphor. In den FGE Elbe und Eider wurden ökologisch notwendige Reduzierungsziele – entsprechend den LAWA-Empfehlungen – auf der Basis der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton mit der Chl-a-Konzentration als Indikator festgelegt.

¹ NEA 1/2 (blau) und NEA 3/4 (rot) und Einflussgebiete der Flussfahnen (grün)

Für den Rhein wurde im Bewirtschaftungsplan vom Dezember 2009 (S. 33) ausgehend von einer Korrelation zwischen der Phytoplanktonkonzentration in der Nordsee und den Stickstoffeinträgen eine Zielgröße von 2,8 mg/l Gesamtstickstoff als Jahresmittelkonzentration am Übergabepunkt limnisch-marin abgeleitet.

In den Flussgebietseinheiten Elbe und Eider wurde die Nährstoffreduzierung als übergeordnetes Bewirtschaftungsziel festgelegt. In der Flussgebietseinheit Rhein wurde kein überregionaler Handlungsbedarf zur Verminderung der Phosphoreinträge aus Gründen des Meeresschutzes formuliert. Der Bewirtschaftungsplan Ems enthält vor dem Hintergrund der ausstehenden Interkalibrierung zwischen Deutschland und den Niederlanden noch keine Angaben zur Ableitungsbasis für Nährstoffminderungen.

Auch für den Bezugszeitpunkt, von dem aus die Nährstoffminderung erwartet wird, werden in den Flussgebietseinheiten unterschiedliche Annahmen getroffen. Diese heterogene Vorgehensweise spiegelt sich schließlich auch in der Einschätzung, welche Frachtminderung innerhalb des ersten Bewirtschaftungszeitraums bzw. bis 2027 durch Maßnahmen erreicht werden kann.

Parameter	Flussgebietseinheit				
	Rhein	Ems	Weser	Elbe	Eider
Ableitungsbasis	WRRL	derzeit noch nicht vorhanden	OSPAR	WRRL	WRRL
Ableitungsparameter	DIN	--	TN-Konzentration	Chlorophyll a-Konzentration	Chlorophyll a-Konzentration
Bezugszeitraum für Reduzierungen	2000 - 2008	--	2008	Mittelwert 2000 - 2006	Mittelwert 2000 - 2006
Notwendige Reduzierung TN	18 % [°]	--	30 %	24 %	33 – 40 %
Notwendige Reduzierung TP	Kein überregionaler Bedarf	--	Kein überregionaler Bedarf		
Erreichbare Reduzierung bis 2015 TN	10 – 15 %	10 %	--	6,5 %	11 %
Erreichbare Reduzierung bis 2027 TN	--	15 – 17%	--	--	--
Erreichbare Reduzierung bis 2015 TP	Kein überregionaler Bedarf	--	Kein überregionaler Bedarf	9,1 %	14 %
Erreichbare Reduzierung bis 2027 TP		--		--	--

[°]: an deutsch-niederländischer Grenze; --: nicht festgelegt

Tab. 3: Vergleich der Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen der aus Deutschland in die Nordsee entwässernden Flussgebietseinheiten und Einschätzung der notwendigen sowie erreichbaren Ziele (IKSR 2009, FGE Ems 2009, FGG Weser 2009 b, FGG Elbe 2009 b, MLUR 2009)

3 WECHSELWIRKUNGEN IN DEN KÜSTENWASSERKÖRPERN

3.1 Korrelation zwischen Nährstoffeinträgen und Nährstoffkonzentrationen in den Küstenwasserkörpern

Die Nährstoffeinträge über Flüsse zeigen trotz großer zwischenjähriger Unterschiede, u.a. aufgrund der meteorologisch bedingten Unterschiede in den Abflüssen, eine abnehmende Tendenz (s. a. Kapitel 1.3).

Die Nährstoffkonzentrationen im Winter eignen sich wegen der niedrigen biologischen Aktivität am besten für Trenduntersuchungen. Für Phosphat und gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) ist sowohl für die Deutsche Bucht als auch für das Wattenmeer eine signifikante Abnahme im Winter zu verzeichnen.

Die Verteilung des Phosphats und des anorganischen Stickstoffs im Wattenmeer und in der Deutschen Bucht hängt in erster Linie vom Salzgehalt ab. Diese Korrelation wird für Trendanalysen genutzt, indem die Nährstoffkonzentrationen auf den Salzgehalt 30 normiert werden.

Die winterlichen Nährstoffkonzentrationen in der Deutschen Bucht und im Wattenmeer korrelieren signifikant mit den mittleren Nährstoffkonzentrationen der Flüsse (gewichtet nach Frischwassereintrag, Abb. 7).

Jahres-MW 1980 - 2005, winter (XI - II) südliche Nordsee (50°N - 56°N), verschiedene Salzbereiche

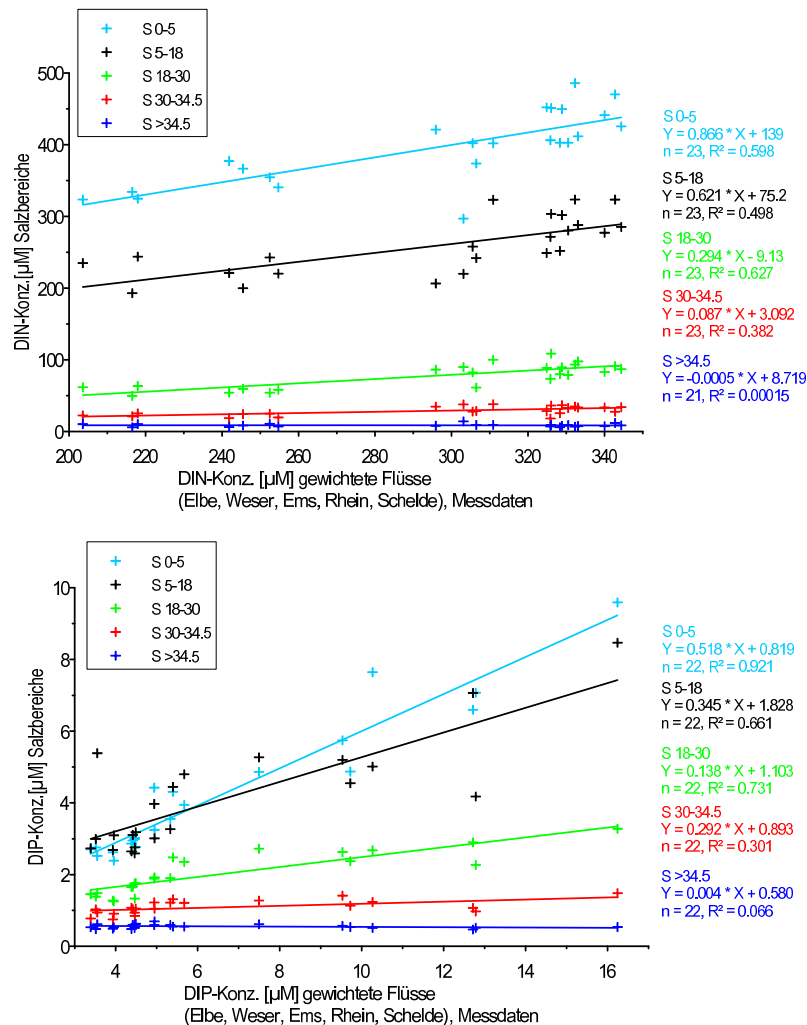


Abb. 7: Korrelation Nährstoffkonzentrationen in der Deutschen Bucht bezogen auf verschiedene Salzgehaltsbereiche

Mit zunehmender Entfernung von den Flüssen nimmt die Signifikanz der Korrelationen zwischen den Flusseinträgen und den Konzentrationen in den Übergangs und Küstengewässern ab (Topcu & Brockmann subm.).

Die auf den Salzgehalt 30 normierten Phosphatkonzentrationen im Wattenmeer und im Küstengewässer lagen im Jahr 2006 mit $32,8 \pm 1,5 \mu\text{g/l P}$ ($1,06 \pm 0,05 \mu\text{mol/L}$) oberhalb des im Rahmen vom BLMP für die Küstengewässer und das Wattenmeer festgelegten Orientierungswertes von $18,6 \mu\text{g/l P}$ ($0,6 \mu\text{mol/l}$).

Die auf den Salzgehalt 30 normierten Konzentrationen des gelösten anorganischen Stickstoffs waren im Jahr 2006 mit $0,63 \pm 0,05 \text{ mg/l N}$ ($44,7 \pm 3,2 \mu\text{mol/L}$) noch gut dreimal höher als die Orientierungswerte von $0,15$ bis $0,20 \text{ mg/l N}$ (11 bis $14 \mu\text{mol/L}$).

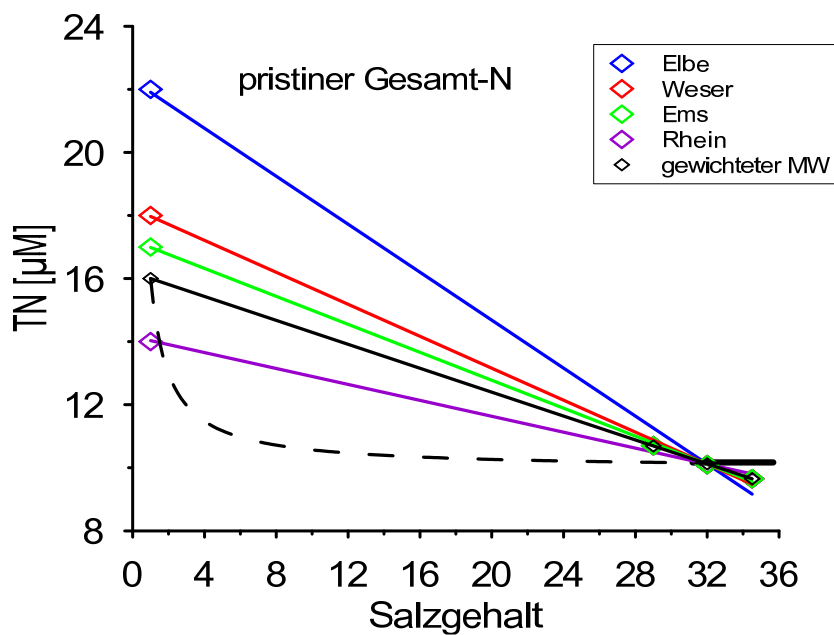


Abb. 8: Konzentrationen von TN [$\mu\text{M/l}$] für die Flüsse gegen den Salzgehalt

Die pristine (anthropogen unbeeinflussten) Konzentrationen von TN wurden für die Flüsse linear gegen den Salzgehalt aufgetragen, verbunden mit der rezenten Konzentration in der offenen Nordsee bei 34 (s. Abb. 8). Bei einem Salzgehalt > 32 gilt eine hyperbolische Funktion, da der Vermischungseinfluss zurückgeht (gestrichelte Kurve in Abb. 8) (Topcu et al. 2011).

3.2 Korrelation zwischen Phytoplankton (Chl-a-Konzentrationen) und Nährstoffkonzentrationen in verschiedenen Küstengewässertypen

Unter der Annahme, dass das marine Phytoplankton überwiegend stickstofflimitiert ist, werden die gegenwärtigen Korrelationen zwischen Gesamtstickstoff- und Chl-a-Konzentration, differenziert für die zusammengefassten Gebiete NEA 1/2 und NEA 3/4 dargestellt (Abb. 9).

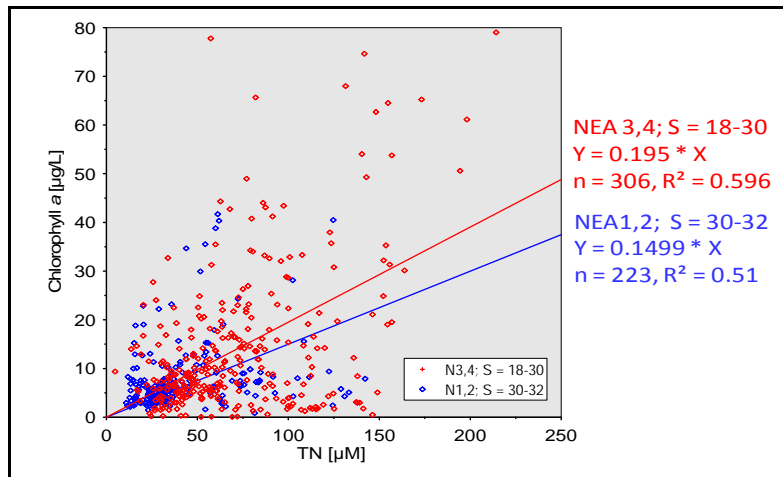


Abb.9: Korrelationen zwischen Gesamtstickstoff (TN) [$\mu\text{M/l}$] und Chl-a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] in den Küstengewässertypen NEA 3/4 und NEA 1/2 (Brockmann & Topcu 2008)

Ähnliche Korrelationen wurden für viele andere Meeresgebiete nachgewiesen (Abb. 10). Korrelationen zwischen Chl-a-Konzentration und Gesamtphosphor (TP) sind in der Regel weniger signifikant.

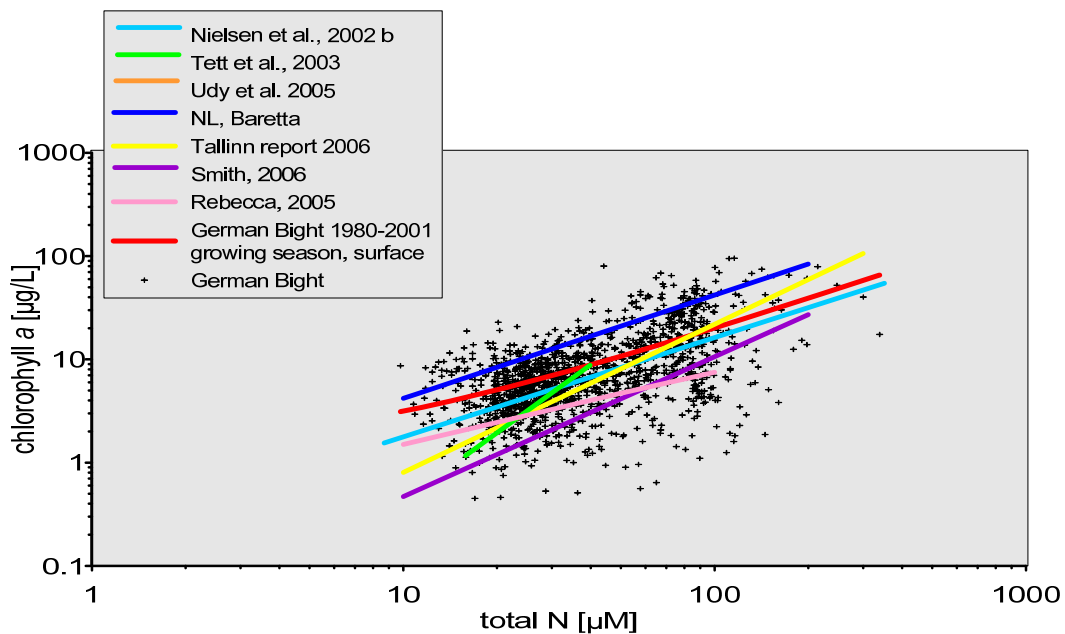


Abb. 10: Vergleich von Korrelationen zwischen TN [$\mu\text{M/l}$] und Chl-a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] in unterschiedlichen Meeresgebieten (Brockmann & Topcu 2009)

3.3 Korrelation zwischen Phytoplankton (Chl-a-Konzentrationen) und Nährstoffeinträgen in Küstenwasserkörpern

Für die meisten Gebiete im internationalen Wattenmeer mit langen Zeitreihen (meistens ab Mitte der 1980-er Jahre) wurde im QSR 2009 ein signifikanter Zusammenhang zwischen Flusseinträgen und der mittleren Sommer-Chlorophyll-Konzentration gefunden. Die mittleren Sommerchlorophyll-Werte unterscheiden sich zwischen den einzelnen Gezeitenbecken des Wattenmeeres. Ammonium- und Nitrit-Werte im Herbst zeigen die gleichen Unterschiede zwischen den Gezeitenbecken. Neuere Untersuchungen an gelöstem organischen Phosphor bestätigen die im QSR beschriebenen Gebietsunterschiede (van Beusekom et al. 2009;

van Beusekom und de Jonge, eingereicht). Abbildung 11 zeigt zum Beispiel, dass bei Norderney fast zwei Mal höhere Werte beobachtet wurden als bei Sylt.

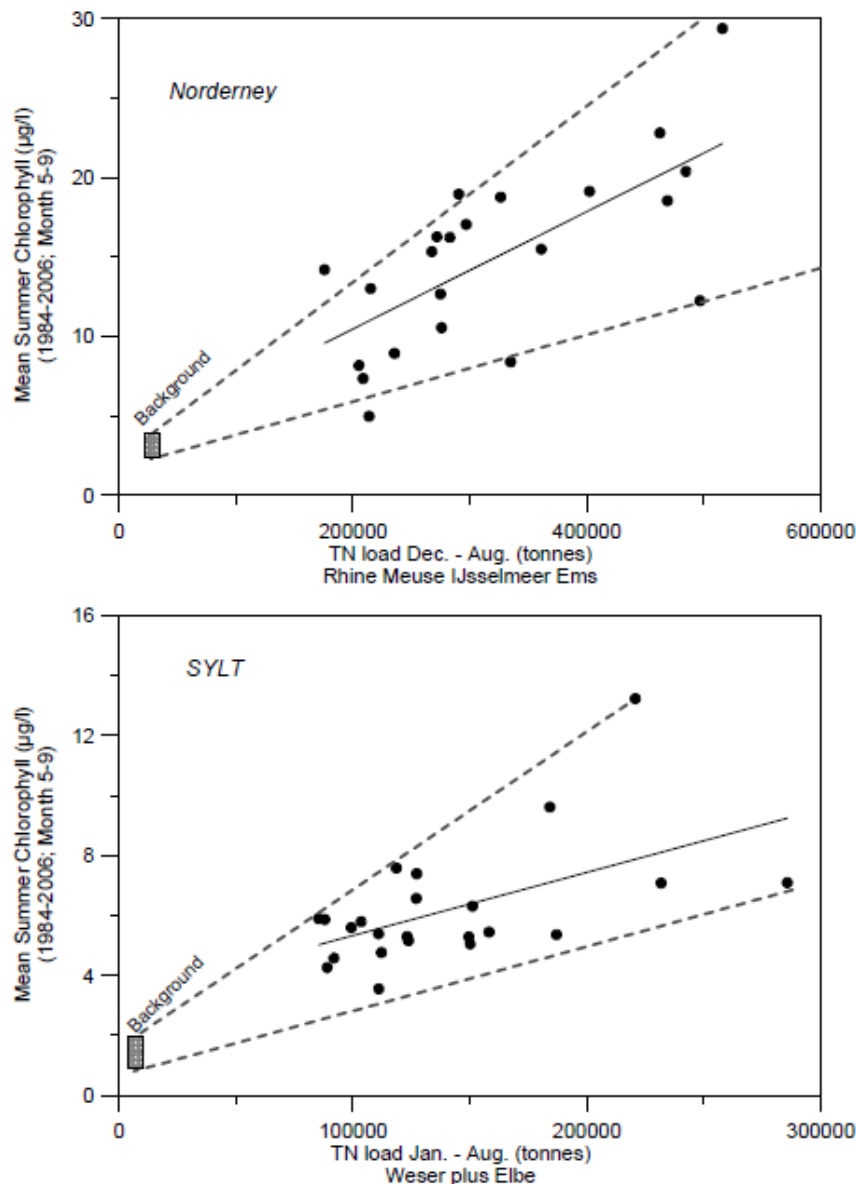


Abb. 11: Korrelation zwischen den Stickstoffeinträgen durch Flüsse und den Sommer-Chl-a-Konzentrationen (Mittelwert Mai – September) für Sylt und Norderney² (van Beusekom et al. 2009)

Die Reduktion der Nährstofffrachten nach 1985 hat zu einer Abnahme der Chl-a-Konzentrationen geführt (Topcu & Brockmann, *subm*). Es ist daher anzunehmen, dass eine weitere Reduktion der Nährstofffrachten zu einer weiteren Abnahme der Chl-a-Konzentrationen führen wird. Ob die im Wadden Sea Quality Status Report 2009 (van Beusekom et al. 2009) beschriebene Proportionalität zwischen Nährstoffeinträgen und den Chl-a-Konzentrationen Bestand haben wird, lässt sich jedoch nicht sicher vorhersagen. Modell-

² Für Sylt wurden die Flusseinträge der Weser und Elbe von Januar bis August herangezogen, weil Einträge nach August das Sommerplankton nicht mehr beeinflussen können (van Beusekom et al. 2004). Für Norderney wurden die Einträge durch Rhein und Maas herangezogen (van Beusekom et al. 2004). Auch hier wurden die Einträge nach August nicht berücksichtigt, aber der Zeitraum wurde um einen Monat verlängert (Dezember des Vorjahres) um den längeren Weg von der Rheinmündung bis nach Norderney zu berücksichtigen. Die jeweiligen Hintergrundwerte sind ebenfalls eingezeichnet.

rechnungen (Lenhart 2001, Lenhart et al. 2010, Skogen et al. 2004) zeigen lediglich einen Reduzierungseffekt von ca. 20% bei einer Verminderung der Einträge von 50%.

3.4 Korrelationen zwischen Nährstoffkonzentration und weiteren Faktoren in den Küstenwasserkörpern

3.4.1 Ausdehnung der Makrophyten (Sichttiefe, Verbreitung Seegras)

Die Makrophyten sind in flachen Küstenwasserbereichen eine zentrale Ökosystemkomponente und begünstigen beispielsweise auch die Denitrifizierung. Der wichtigste Faktor für die Verbreitung von Seegräsern als Teil der Makrophyten ist neben der Wassertiefe und dem Substrat vor allem die Sichttiefe.

Nach Nielsen et al. (2002) und Topcu et al. (2009) ist die Sichttiefe (ST) signifikant mit den TN-Konzentrationen korreliert: $\ln(ST [m]) = -1.11 * \ln(TN [\mu g/L]) - 0.0078$, (Abb. 12). In Dänemark erfolgt die Ableitung der aus ökologischer Sicht notwendigen Minderung der Nährstoffeinträge daher anhand der Seegras-Verbreitung (Carstensen & Krause-Jensen 2009). Dabei wird eine Beziehung zwischen der Gesamtstickstoffkonzentration und der Hauptausbreitungstiefe als Zielfunktion genutzt (Carstensen & Krause-Jensen 2009: pp. 27 & 28).

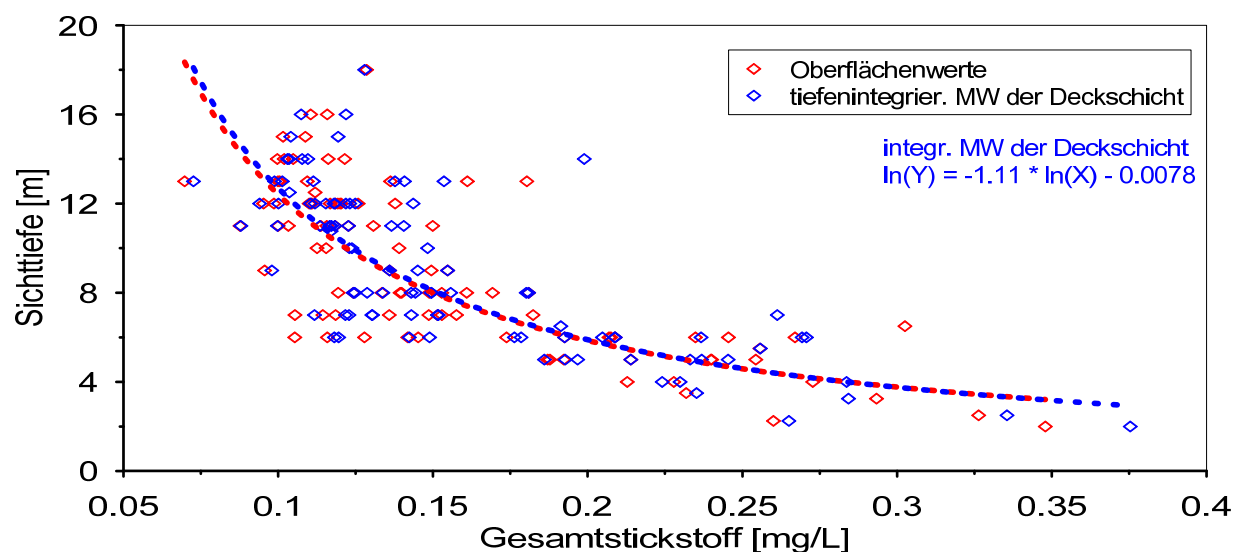


Abb. 12: Korrelationen zwischen TN [mg/l] und Sichttiefen [m], Nordsee, Sommer 2003 und 2004

Aus den in Abb. 12 dargestellten Beziehungen lassen sich Sichttiefen aus TN-Konzentrationen ableiten. In Kap. 4.1, Tabelle 4 (Zeilen 8 - 11) wurden die mittleren natürlichen Sichttiefen und relevanten Schwellenwerte zusammengefasst.

Die Sichttiefen wurden durch signifikante Korrelationen zwischen berechneten und gemessenen Sichttiefen (Abb. 13) sowie der Übereinstimmung von rezenten Sichttiefen und TN-Gradienten berechnet und mit der Ausbreitung von Seegras bestätigt (Brockmann et al. 2007). Auch Nielsen et al. (2002) fanden ähnliche signifikante Zusammenhänge zwischen der Verbreitung von Seegras und Makroalgen und der Sichttiefe; es wurden dabei lineare Zusammenhänge festgestellt.

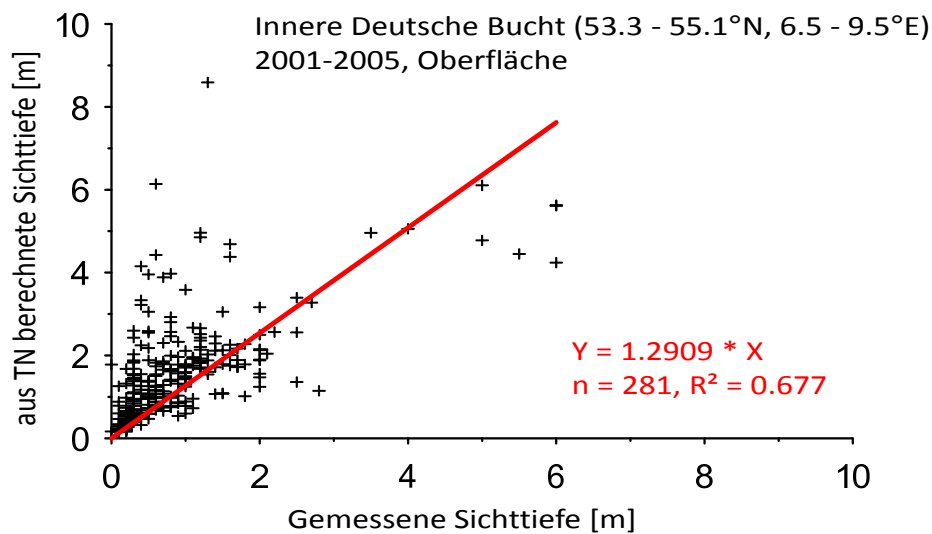


Abb. 13: Korrelation zwischen gemessener und berechneter Sichttiefe [m]

Gegenwärtige Sichttiefen erreichen im Wattenmeer generell nur 1 m (rot), im nordfriesischen Watt ca. 2 m. Die rezenten Seegrasvorkommen (2001-2005) haben sich in Nordfriesland deutlich vermehrt und in Ostfriesland vergleichsweise geringer erholt, sie sind in Abb. 14 im roten Bereich schwarz markiert. Größere Bestände werden nördlich von Eiderstedt im weniger eutrophen Wattenmeer festgestellt. Seit Mitte der 1990-er Jahre haben dort die vom Seegras bewachsenen Flächen um den Faktor 4-5 wieder zugenommen.

Die Zunahme wird in erster Linie als Erholungseffekt nach Rückgang der Nährstoffeinträge von Elbe und Weser gedeutet (van Beusekom 2008). Im niedersächsischen Wattenmeer hat sich 2008 die Fläche des Gesamtbestandes der Seegraswiesen im Vergleich zu den Kartierungen 2000-03 nahezu verdoppelt. Im Watt der Außenweser wurden 2008 erstmals nach Jahrzehnten wieder Wiesen dieser Art nachgewiesen. Auch der Jadebusen (Weser N2) zeichnet sich durch z. T. ausgedehnte Seegraswiesen aus. Im Jahr 2008 waren dort insgesamt ca. 75 % des Seegrasbestandes (Wiesen > 5% Gesamtbedeckung) der niedersächsischen Küstengewässer vorhanden. Dementsprechend konnte der ökologische Zustand dieses Wasserkörpers anhand der Teilkomponente Seegraswiesen im Bewirtschaftungsplan 2009 als „gut“ bewertet werden. Ein gegenteiliges Bild zeigt allerdings die ehemals ausgedehnte Wiese des Großen Seegrases (*Z. marina*) auf dem Hund/Paapsand in der Emsmündung, welche bis auf geringe Reste derzeit verschwunden ist.

Insgesamt betrachtet wäre (zukünftig) auch für Deutschland das Seegrasvorkommen ein guter Indikator für den Eutrophierungszustand des Wattenmeeres und ein brauchbares Qualitätsziel für Nährstoff-Reduktionsmaßnahmen.

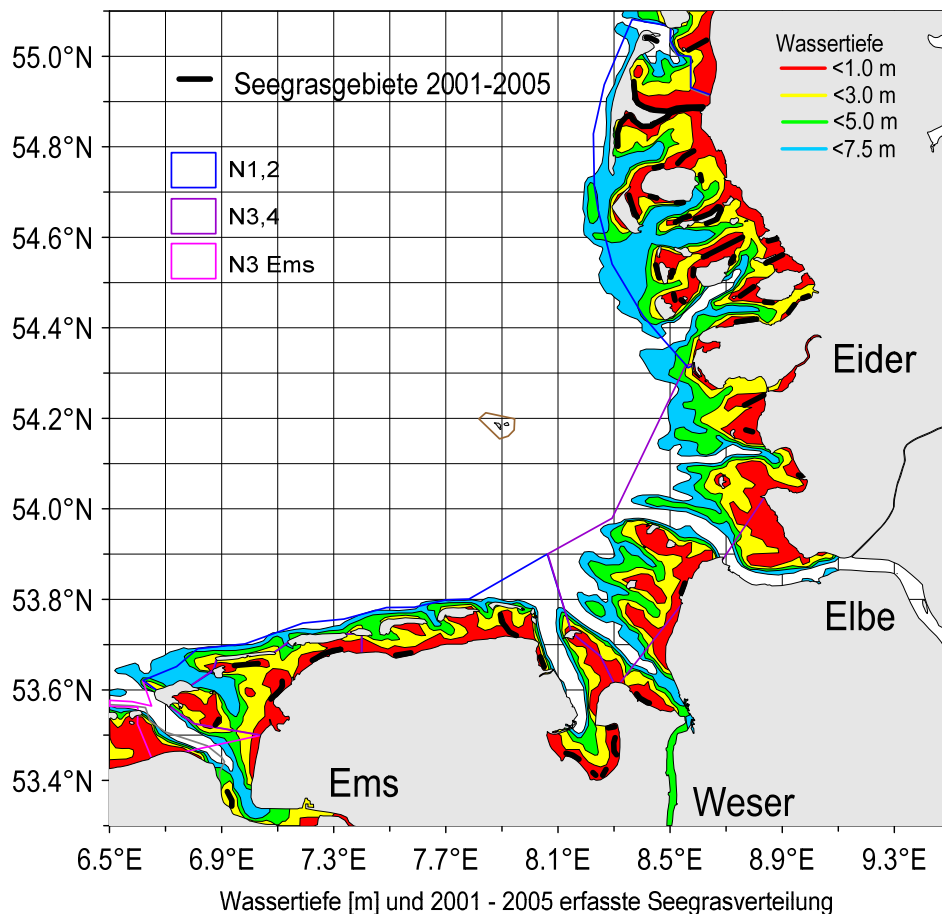


Abb. 14: Wassertiefe [m] und 2001 – 2005 erfasste Seegrassflächen

Wassertiefen (NN) von 1 m entsprechen rezenten Sichttiefen im Wattenmeer, außer in Nordfriesland, wo Sichttiefen > 2 m aus TN-Konzentrationen errechnet wurden. Sichttiefen von 7,5 m entsprechen natürlichen Bedingungen, < 5 m einem Aufschlag auf pristine Stickstoffkonzentrationen von 50 %, < 3 m einem zweimaligen Aufschlag von 50 % (Brockmann et al. 2007).

3.4.2 Silikat-Stickstoffverhältnis

Das Phytoplankton im Wattenmeer wird meistens von Kieselalgen dominiert. Wenn im Frühjahr genügend Licht zur Verfügung steht, können sich Algenblüten bilden. Auch diese werden zunächst von Kieselalgen dominiert. Die Blüte wird meistens dadurch beendet, dass kein gelöstes Silikat mehr zu Verfügung steht. Dieses Silikat benötigen die Kieselalgen für den Aufbau ihrer Zellwand. Wenn nach der Kieselalgen-Blüte noch genügend Stickstoffverbindungen (Ammonium, Nitrat) und Phosphat zur Verfügung stehen, dann kann sich eine zweite Blüte entwickeln, die von Algen bestimmt wird, die nicht auf Silikat angewiesen sind. Im Wattenmeer wird diese zweite Blüte meistens von der Alge *Phaeocystis globosa* (Schaumalge) dominiert.

Die Folgen der Eutrophierung des Küstenwassers für das Phytoplankton wurden durch die plötzliche Vermehrung der Alge *Phaeocystis globosa* gekennzeichnet. Cadée & Hegeman (1986) beobachteten eine deutliche Zunahme der Blütenfrequenz und -dichte dieser Alge seit Anfang der 1970er Jahre. Die Zunahme ging einher mit einer Erhöhung der Primärproduktion.

Rezente Beobachtungen aus dem Sylter Wattenmeer illustrieren die Bedeutung des Silikats. Die Kieselalgenblüte erreicht ihr Maximum kurz vor dem Erschöpfen des Silikats. Die anschließende *Phaeocystis*-Blüte wird durch Nitrat limitiert (Abb. 15).

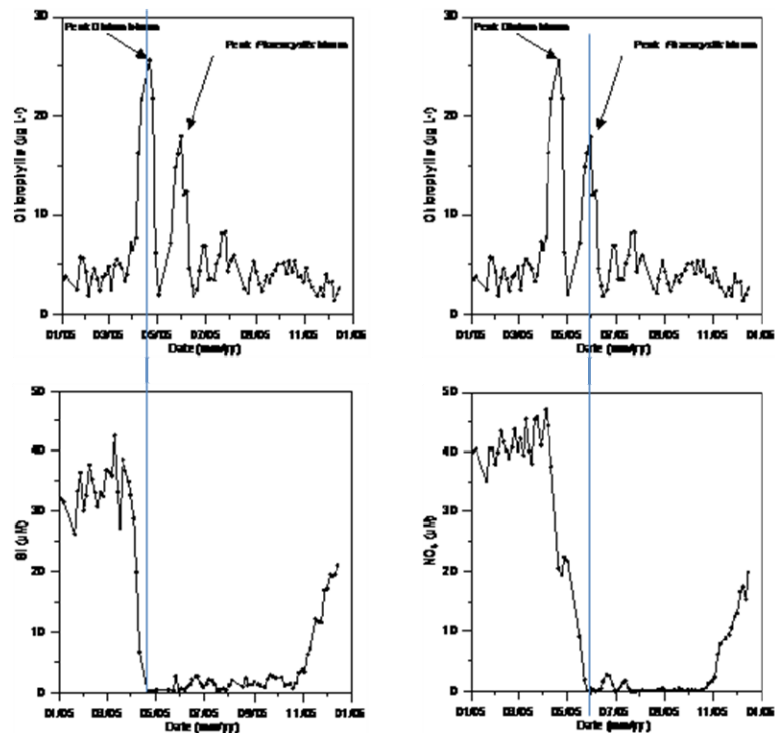


Abb. 15: Jahresgang der Phytoplankton-Biomasse, des Nitrats und des gelösten Silikats in 2005. Zeitreihe der Wattenmeerstation Sylt (van Beusekom 2008)

Schon in 1980 wurde die Bedeutung einer Silikat-Limitierung für die Folgen der Eutrophierung diskutiert (Officer & Ryther 1980). Neuere Modellberechnungen unterstützen die bedeutende Rolle des Silikats für Verschiebungen im Phytoplankton von Kieselalgen zu nicht auf Kieselsäure angewiesenen Algen (Billen & Garnier 2007).

In der Eutrophierungsgeschichte des Wattenmeeres stellt der Übergang einer Nitrat-limitierten, von Kieselalgen dominierten Frühjahrsblüte hin zu einer Silikat-limitierten Frühjahrsblüte und die damit zusammenhängende Verschiebung im Artenspektrum des Phytoplanktons eine qualitative Änderung dar.

Um wieder zu stickstofflimitierten Frühjahrsblüten zurückzukehren, müssten die abflussnormierten Stickstofffrachten der Weser und Elbe nach diesem Ansatz gegenüber dem Zeitraum 2001-2006 um etwa 40% reduziert werden (van Beusekom 2008).

Eine alternative Ableitung von Reduzierungserfordernissen über das Silikat/Stickstoff-Verhältnis kann zunächst als Plausibilitätskontrolle herangezogen werden. Im Rahmen eines 2010 begonnenen niedersächsischen Verbundprojektes „Wissenschaftliche Monitoringkonzepte für die Deutsche Bucht (WIMO)“ sollen mittels einer Fallstudie „Eutrophierung“ die Kenntnisse über die Eutrophierungsprozesse in der Deutschen Bucht wesentlich erweitert werden. Die Ergebnisse der Fallstudie werden jedoch erst in den nächsten Jahren erwartet.

4 Vereinfachte Reduktionsbetrachtungen

Die Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern werden von

- den variablen Flusseinträgen,
- der Verdünnung mit dem Meerwasser,
- den Einträgen aus benachbarten Gebieten entsprechend der Strömungen,
- von zahlreichen biogeochemischen Umsetzungsprozessen, die auch das Sediment umfassen, beeinflusst.

Diesen Einflüssen Rechnung tragend, basiert das Verfahren zur Ableitung der Reduzierungsabschätzung im Kern auf einer vereinfachten Betrachtung der Stofffrachtransporte zwischen den Binnenzuflüssen, den Küstenwasserkörpern und der offenen Nordsee in der Deutschen Bucht. Betrachtet werden hier wegen der oben dargestellten Korrelationen Chl-a-Konzentrationen, Nährstoffkonzentrationen (Gesamt-Stickstoff) sowie die Sichttiefe. Da die variablen Einflüsse auch Auswirkungen auf die Messdaten einzelner Stationen haben, bilden für die einzelnen Typen gebietspezifische Mittelwerte die Basis der Betrachtung.

Zur Erläuterung der Notwendigkeit der Mittelwertbildung sind in Abb. 16 die von den Nährstoffkonzentrationen abhängigen Chl-a-Konzentrationen der Jahre 1996 bis 2009 an der Station Norderney (Hochwasser) dargestellt. Die Probenahme an dieser Station erfolgt wöchentlich, so dass von einer hohen Probenahmefrequenz gesprochen werden kann. Trotz der großen Anzahl an Proben wird die hohe Variabilität der gemessenen Konzentrationen im Laufe der dargestellten Jahre deutlich: Die Abweichungen vom Mittelwert (rote Linie) sind zum Teil beträchtlich. Noch deutlicher wird dies in Abb. 17: hier wurde der Mittelwert als Bezug (Nulllinie) verwendet, die positiven und negativen Abweichungen von diesem Wert sind als Balken entsprechend dargestellt.

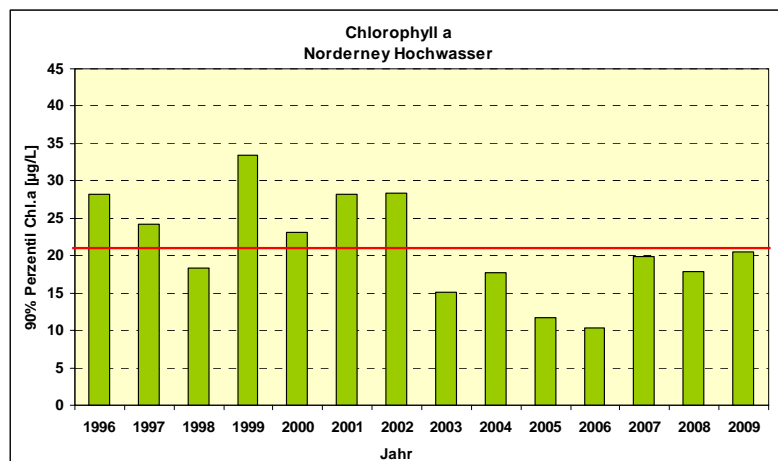


Abb. 16: 90%-Perzentile der Chlorophyll-a-Konzentrationen der Jahre 1996 bis 2009 an der Dauerstation Norderney. Die rote Linie verdeutlicht die mittlere Chlorophyll-a-Konzentration über alle Jahre. Die Probenahme erfolgte wöchentlich (NLWKN 2010)

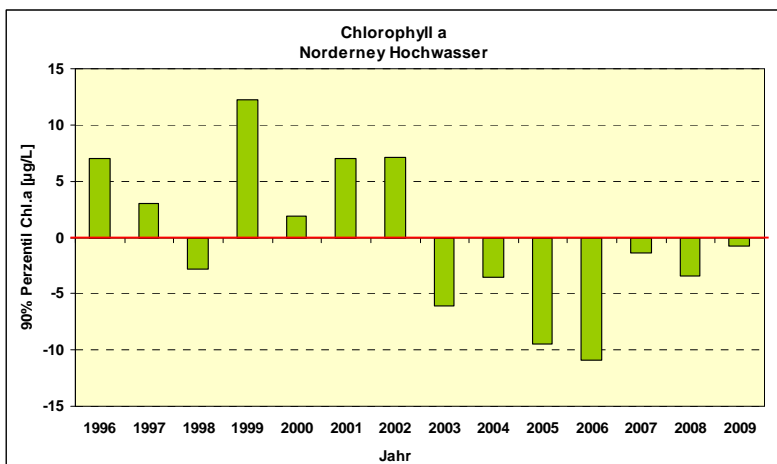


Abb. 17: Abweichungen der jährlichen Chlorophyll-a Konzentrationen (90%-Perzentil) vom mittleren Wert (rote Linie bzw. Nulllinie) der Jahre 1996 bis 2009 (NLWKN 2010)

Die gebietspezifischen Mittelwerte werden daher sowohl räumlich, aus Daten mehrerer Stationen im entsprechenden Gebiet, als auch zeitlich, aus Daten der Jahre 2001-2005 gebildet (s. Abb. 18 und 19).

Für die nach der WRRL abgegrenzten vier Küstenwasserkörper - NF NEA 1/2 (Nordfriesland), E+W NEA 3/4 (Elbe und Weser), OF NEA 3/4 und OF NEA 1/2 (Ostfriesland/Ems) - wurden in die Tabelle 4 ganzjährige Mittelwerte (2001-2005) für den Salzgehalt (aus Abb. 6 in Tab. 4, Zeile 2), die Gesamtstickstoffkonzentrationen (aus Abb. 18 in Tab. 4, Zeile 3) und die Chl-a-Konzentrationen während der Wachstumsperioden (aus Abb. 19 in Tab. 4, Zeile 13) aufgenommen.

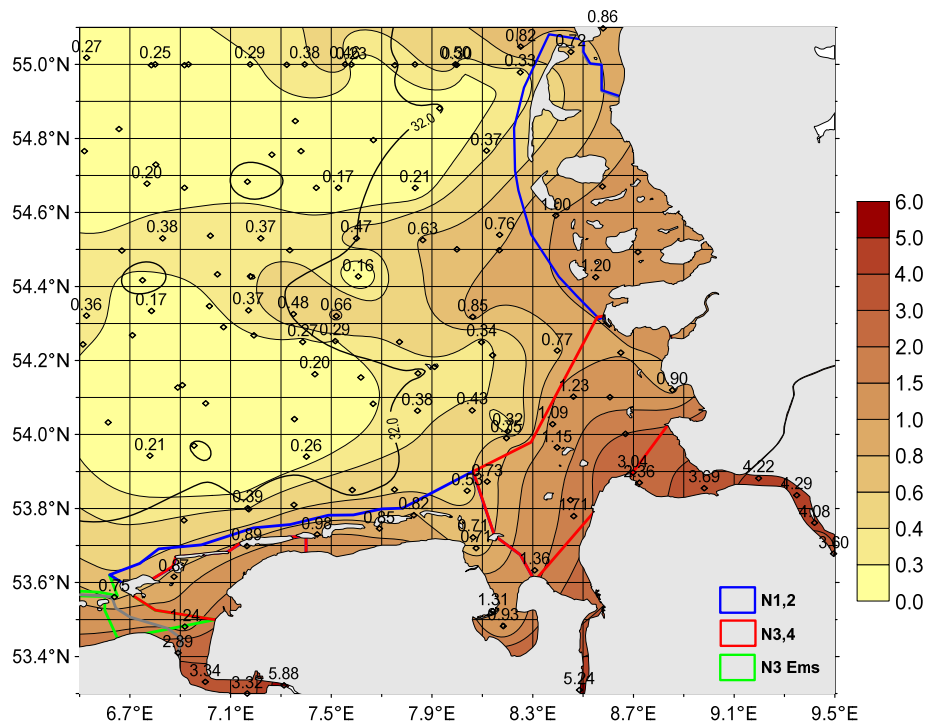
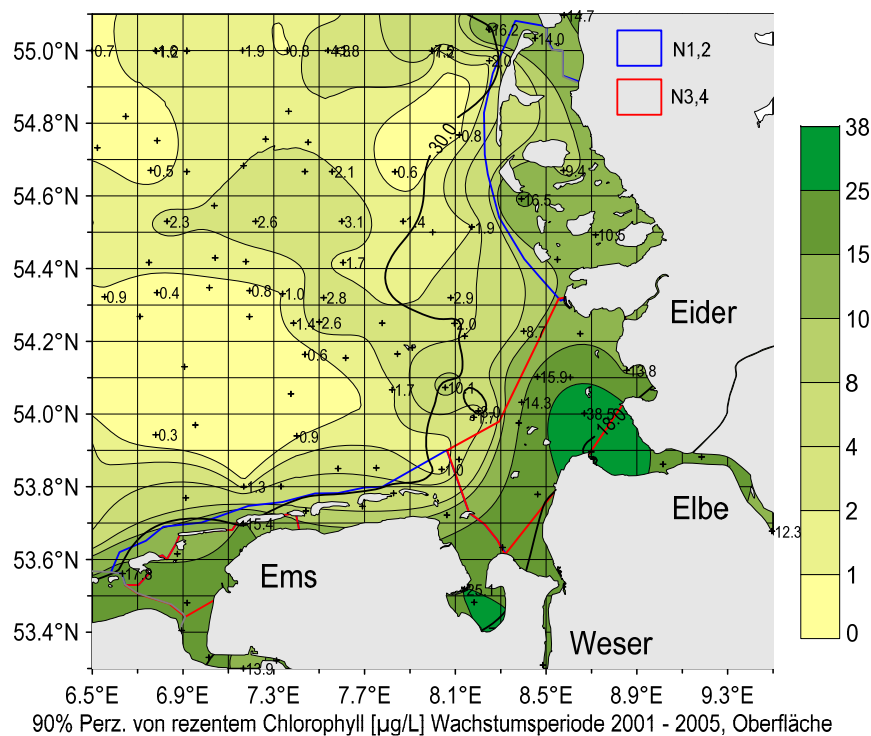


Abb. 18: Mittlere (2001-2005) Oberflächengradienten von TN [mg/l] in der Deutschen Bucht (Brockmann & Topcu 2008)³

³ Die gebietspezifischen Werte wurden aus Oberflächengradienten der jeweiligen Gebiete gemittelt, da die Verteilung der Messstellen gebietsbezogen sehr variabel ist. Die Daten stammen überwiegend aus regionalen Datenquellen (Tab. im Anhang).



90% Perz. von rezentem Chlorophyll [$\mu\text{g/L}$] Wachstumsperiode 2001 - 2005, Oberfläche
Abb. 19: Mittlere (2001-2005) Chlorophyll- a-Gradienten (90%-Perzentile) während der Wachstumsperiode (März - Oktober) in der Deutschen Bucht (Brockmann & Topcu 2008)

Natürliche Hintergrundkonzentrationen für Gesamtstickstoff (TN) (in Tab. 4, Zeile 4) wurden aus Abbildung 8 entnommen, für die pristine Werte für die einzelnen Flüsse berechnet wurden, die mit rezenten Mittelwerten in der zentralen Nordsee verbunden wurden (Topcu et al. 2011).

Über rezente Korrelationen (Abb. 9) wurden von Brockmann & Topcu (2008) aus diesen TN-Konzentrationen mittlere pristine Chl-a-Konzentrationen berechnet (Tab. 4, Zeile 14).

Für die Ermittlung der Chl-a-Konzentrations-Klassengrenze gut/mäßig werden nach der Definition von OSPAR die natürlichen Hintergrundkonzentrationen um 50 % erhöht, nach der Praxis der NEA-GIG werden dagegen zweimal 50 % (und damit insgesamt 125 %) zugefügt (Tab. 4, Zeilen 15, 16). Hieraus wurden prozentuale Reduktionsziele aus den Differenzen zu den NEA-GIG-Schwellenwerten von Chl-a-Konzentrationen (90%-Perzentile) berechnet (Tab. 4, Zeile 17).

Die den Schwellenwerten für Chl-a-Konzentrationen entsprechenden Reduktionen in Bezug auf TN (Tab. 4, Zeile 7) sind etwa doppelt so hoch wie die in Bezug auf Chl-a-Konzentrationen. (Tab. 4, Zeile 17). Eine mögliche Erklärung ist, dass das Phytoplankton besonders in inneren Küstengewässern häufig lichtlimitiert ist (Colijn & Cadée 2003) und daher nur teilweise auf erhöhte Nährstoffkonzentrationen reagiert. Bei weiterer Reduktion der Nährstoffeinträge wird sich wahrscheinlich zunächst das Lichtklima verbessern und damit auch die Chlorophyll-Ausbeute in Bezug auf die Nährstoffkonzentrationen, d.h. eine Verminderung der Stickstoffeinträge wird nicht 1:1 umgesetzt in eine Verminderung der Chlorophyllkonzentration. Die Umsetzung der Reduktionsanforderungen wird daher erst nach einer Verzögerung von einigen Jahren schrittweise zur angestrebten Chl-a-Konzentrationsverminderung führen.

Die in Tabelle 4 aufgeführten Reduktionsberechnungen (Tab. 4, Zeilen 7, 12, 17) beziehen sich letztlich auf die TN-Konzentrationen in den Flüssen und den von außen zugemischten Wassermassen, um die Schwellenwerte (Tab. 4 Zeilen 5, 10, 16) zu erreichen. Besonders in Bezug auf die Sichttiefe, die die Ausbreitung der Makrophyten kontrolliert, sollten langfristig niedrigere Schwellenwerte (< 50 %) angestrebt werden, um einen guten ökologischen Zustand in den Küstengewässern zu erreichen.

1	Gebiete nach der WRRL	OF NEA 3/4 [1]	OF NEA 1/2 [2]	E+W NEA 3/4 [3]	NF NEA 1/2 [4]	Ableitungen ⁴
2	Salzgehalt	29	30	25	29	ganzjährige Mittelwerte des Salzgehalts (2001-2005) aus Abb. 6
3	TN-Konzentrationen 2001-2005 (mg N/l)	0,98	0,84	1,40	0,98	ganzjährige Mittelwerte der TN-Konzentrationen (2001-2005) aus Abb. 18
4	Hintergrund TN-Konzentrationen (mg N/l)	0,17	0,15	0,17	0,15	natürliche TN Hintergrundkonzentrationen abgeleitet aus Abb. 8 mit Salzgehalt aus Zeile 2
5	+ 50 % TN-Konzentrationen gut/mäßig OSPAR (mg N/l)	0,25	0,22	0,25	0,22	= [Zeile 4] * 1,5 Schwellenwerte OSPAR
6	+ 2 x 50 % TN-Konzentrationen gut/mäßig GIG NEA (mg N/l)	0,38	0,33	0,38	0,33	= [Zeile 5] * 1,5 an Chl-a-Konzentration NEA GIG angepasste Schwellenwerte (Zeile 16)
7	Erforderliche TN Reduktion (in Bezug auf Zeile 5) %	74	74	82	78	Reduktionsabschätzung (OSPAR) = (([Zeile 3]-[Zeile 5])/[Zeile 3])*100
8	Rezente Sichttiefen (m) ⁵	0,9- 1,3	1- 1,5	0,5- 2	1-3	abgeleitet aus Abb. 14 mit rezenten TN-Konzentrationen aus [Zeile 3]
9	Hintergrundwerte für Sichttiefen (m)	7,0	8,3	7,0	8,3	abgeleitet aus Abb. 14 mit Hintergrund TN-Konzentrationen in [Zeile 4]
10	Hintergrundwerte Sichttiefen + 50 % (m) (Verminderung der Sichttiefe um 50 %)	4,5	5,3	4,5	5,3	Schwellenwerte nach OSPAR abgeleitet aus + 50 % TN-Konzentrationen gut/mäßig OSPAR (mg N/L) in [Zeile 5]
11	Hintergrundwerte Sichttiefen + 2 x 50% (m)	2,9	3,4	2,9	3,4	abgeleitet aus + 2 x 50 % TN-Konzentrationen gut/mäßig GIG NEA (mg N/L) in [Zeile 6]

⁴ Soweit OSPAR genannt ist, handelt es sich nicht um beschlossene Werte, sondern um bisherige Vorstellungen Deutschlands auf OSPAR-Ebene.

⁵ Grobe Abschätzung der rezenten Sichttiefen aus TN-Werten.

12	Erforderliche Sichttiefen- Verbesserung (%) (in Bezug auf Zeile 10)	74	74	82	78	Reduktionsabschätzung (OSPAR) wie [Zeile 7] ⁶
13	Chl-a-Konzentration rezent 2001-2005 (µg/l) ^{7*}	15	10	16	10	mittlere Chl-a-Konzentration (2001-2005) aus Abb. 19
14	Hintergrund Chl-a-Konzentration (µg/l)*	4,8	3,3	4,8	3,3	berechnete mittlere pristine Chl-a-Konzentration aus Korrelation zu TN-Konzentrationen (vgl. Abb. 9)
15	Hintergrund Chl-a-Konzentration +50 % (OSPAR) (µg/l) ⁷⁾	7,2	5,0	7,2	5,0	= [Zeile 14] * 1,5 Schwellenwerte OSPAR
16	Hintergrund Chl-a-Konzentration + 2 x 50 % (GIG NEA)* (µg/l)	10,8	7,4	10,8	7,4	= [Zeile 15]*1,5 Schwellenwerte GIG NEA (Vorschlag DE)
17	Erforderliche Chl-a-Konzentrationsreduktion % (in Bezug auf Zeile 16)	28	26	33	26	Reduktionsabschätzung (WRRL) = (([Zeile 13]-[Zeile 16])/[Zeile 13])*100

Tab. 4: Reduktionsbetrachtungen

Zeile 1: Betrachtungsräume -NF NEA 1/2 Küstenwasserkörper vor Nordfriesland), E+W NEA 3/4 - Küstenwasserkörper vor Elbe und Weser, OF NEA 3/4 und OF NEA 1/2 - Küstenwasserkörper vor Ostfriesland

5 Vereinfachte Bilanzierungsbetrachtungen

In Kapitel 4 wurden zunächst Reduktionsberechnungen unter Berücksichtigung vorhandener Konzentrations- und Orientierungswerte und des Austausches im Küstengewässer zwischen Binnenzufluss und offener Nordsee durchgeführt. Dabei blieb der Küstenlängstransport weitgehend unberücksichtigt. Um diesen Transportprozess auch abzubilden, wird im Folgenden eine vereinfachte Bilanzierungsbetrachtung eingeführt.

5.1 Methodik

Zwischen Gesamtstickstoff- und Chl-a-Konzentration besteht ein mehr oder weniger stark ausgeprägter linearer Zusammenhang, der vielfach in marinen wie auch anderen Ökosystemen bestätigt wurde (Kap. 3.2). Daher ist die Chl-a-Konzentration grundsätzlich als ökologische Qualitätskomponente zur Beurteilung der trophischen Verhältnisse in den Küstengewässern geeignet. Allerdings sind infolge Lichtlimitierung rezente Chl-a-Konzentrationen in inneren Küstengewässern erheblich niedriger als das Nährstoffangebot dies erlauben würde.

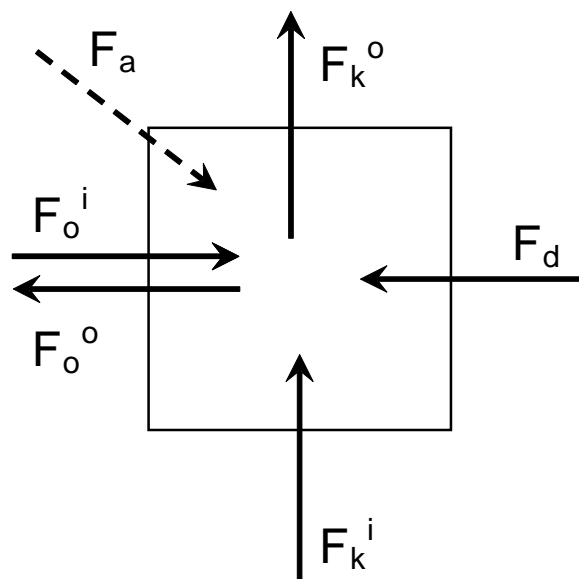
Die Berechnung der Nährstoffreduzierungsanforderung für die Wasserkörper der deutschen Nordsee-Küstengewässer geht von folgenden Annahmen aus:

- Zwischen der Chl-a-Konzentration als Maß für eine ökologische Qualitätskomponente und für Eutrophierungserscheinungen und der Stickstoffkonzentration besteht ein Zusammenhang, der in der offenen Nordsee dem Verhältnis 1 : >0,8 und in den flacheren, küstennahen Gewässern dem Verhältnis 1 : 3 entspricht (s. Kap. 3).

⁶ Da die Sichttiefen aus TN berechnet werden, ergeben sich die gleichen Reduzierungsanforderungen wie bei TN, s. Abb. 12.

⁷ 90%-Perzentile

- Die Anforderungen an die Stickstoffreduzierung können daher rechnerisch über die Stickstoffkonzentrationen hergeleitet werden, sofern Stickstoff das Phytoplanktonwachstum limitiert.
- Die Stickstoffkonzentration in einem Küstengewässer ist das Ergebnis von Durchmischungsprozessen zwischen der küstenparallelen Strömung (F_k^i), dem lateralen Austausch mit der Nordsee (F_o^i), atmosphärischen Einträgen (F_a^i) und direkten Flusseinträgen (F_d) und den Austrag mit der küstenparallelen Strömung (F_k^o) und der offenen Nordsee (F_o^o) (Abb. 20).



Index i=input, Index o = output (Erklärung im Text).

Abb. 20: Vereinfachte Abbildung des Stofffrachtaustausches in einem Küstengewässerkörper

Nach dem Massenerhaltungssatz gilt [1]

$F_{k^i} + F_d + F_{o^i} + F_a = F_{k^o} + F_{o^o}$	[1]
---	-----

mit F_k^i = mittlerer jährlicher Stofffrachteintrag mit der küstenparallelen Strömung, F_d = mittlerer jährlicher Stofffrachteintrag über Flusseinträge, F_o^i = mittlerer jährlicher Stofffrachteintrag aus der offenen Nordsee, F_a = mittlerer jährlicher Stofffrachteintrag aus der Atmosphäre, F_k^o = mittlerer jährlicher Stofffrachtaustrag mit der küstenparallelen Strömung und F_o^o = mittlerer jährlicher Stoffaustrag in die offene Nordsee.

Für eine mittlere jährliche Massenbilanz errechnet sich das Wasseraustauschvolumen bzw. (Q_a) des Küstengewässerkörpers

$Q_a = L * B * T * WA$	[2]
------------------------	-----

mit L = mittlere Länge des Wasserkörpers, B = mittlere Breite, T = mittlere Tiefe (=Volumen) und WA = mittlere jährliche Wasseraustauschzeit.

Für die Berechnung von [1] gelten folgende Annahmen

Pfad	Berechnung der Stofffracht	Menge	Konzentration
F_k^i Stofffrachteintrag küstenparallel	$F_{k^i} = Q_k * C_k$	$Q_k = (Q_a - Q_d) * k_{ex}$	C_k = mittlere jährliche Konzentration des benachbarten Küstenwasserkörpers (oberstrom) Wasserkörpers aus Messprogramm
F_d Stofffrachteintrag Fluss	$F_d = Q_d * C_d$	Q_d aus Messprogramm OW	C_d aus Messprogramm OW
F_o^i Stofffrachteintrag aus offener Nordsee	$F_{o^i} = Q_o * C_o$	$Q_o = (Q_a - Q_d) * (1 - k_{ex})$	C_o = mittlere jährliche Konzentration des benachbarten Küstenwasserkörpers (offene Nordsee) aus Messprogramm oder vereinfacht: $C_o = C_{ist} * k_{off}$
F_a Stofffrachteintrag atmosphärische Deposition	$F_a = Fläche * Depo$	aus Messprogramm (vgl. Tab.2)	
F_o^o Stofffrachtaustrag in offene Nordsee	$F_{o^o} = Q_{o^o} * C_{ist}$	$Q_{o^o} = Q_a * (1 - k_{ex})$	C_{ist} = mittlere jährliche Konzentration des aktuellen Wasserkörpers aus Messprogramm
F_k^o Stofffrachtaustrag küstenparallel	$F_{k^o} = Q_{k^o} * C_{ist}$	$Q_{k^o} = Q_a * k_{ex}$	C_{ist} = mittlere jährliche Konzentration des aktuellen Wasserkörpers aus Messprogramm

Der Faktor k_{ex} steuert das Verhältnis des Wasseraustauschs zwischen der küstenparallelen Strömung und der offenen Nordsee. Ein Faktor von $k_{ex} = 0,5$ bedeutet, dass beide Pfade die gleiche Wassermenge beitragen.

Der Faktor k_{off} ermöglicht die Schätzung der Konzentration in dem westlich angrenzenden Wasserkörper. Ein Faktor von $k_{off} = 0,5$ bedeutet, dass die Konzentration der halben Konzentration des aktuellen Wasserkörpers entspricht. Die Annahmen für empirischen Parameter wurden über einen Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen der Küstenwasserkörper verifiziert (s. Tab. 5 Zeile 19-21). Die aktuelle Konzentration C_{ist} errechnet sich aus [3]

$$C_{ist} = (F_{k^i} + F_d + F_{o^i} + F_a) / Q_a$$

[3]

5.2 Räumliche Diskretisierung

In der Nordsee werden die vier Betrachtungsräume OF NEA 3/4 [1], OF NEA 1/2 [2], E+W NEA 3/4 [3] und NF NEA 1/2 [4] unterschieden (Abb. 21), die über den Küstenstrom miteinander verknüpft sind.

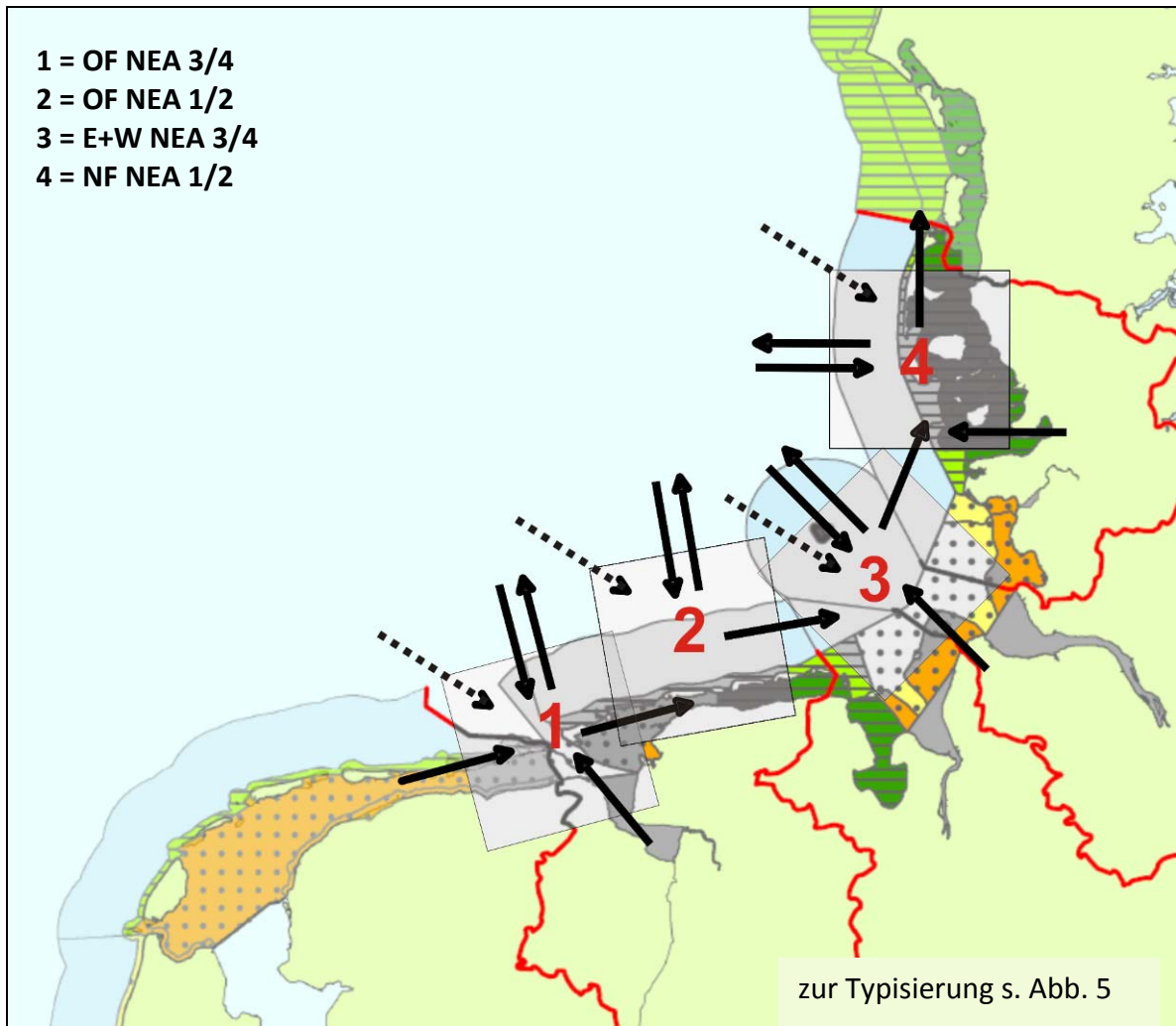


Abb. 21: Vereinfachte Abbildung der Wasser- und Stoffaustauschverhältnisse zwischen den Betrachtungsräumen in der deutschen Nordsee.

5.3 Betrachtung des direkten Flussfrachtenanteils am Stickstofftransport im Küstengewässer und der Vermischung

Der Ist-Zustand für Gesamtstickstoff (TN) in den Küstenwasserkörpern ergibt sich aus Tabelle 4, Zeile 3 bzw. Abb. 18 und für Chl-a-Konzentration aus Tabelle 4, Zeile 13 bzw. Abb. 19 in Kapitel 4. Die Betrachtung des direkten Flussfrachtenanteils am Stickstofftransport im Küstengewässer basiert vornehmlich auf modellierten Austauschzeiten, die für die einzelnen Betrachtungsräume gemittelt wurden (Lenhart & Pohlmann 1997, Lenhart et al. 2003).

Die Volumina $[V]$ der WRRL-Betrachtungsräume wurden in Tab. 5, Zeile 3 zusammengestellt. Die mittleren Austauschzeiten betragen für die Deutsche Bucht etwa 33 Tage (± 23) (Lenhart & Pohlmann 1997). Da die Austauschzeiten speziell für die Küstengewässer gefragt sind, wurde eine räumlich differenzierte Modellierung vorgenommen (Lenhart et al. 2003), aus der die Austauschzeiten für die einzelnen Gebiete der WRRL abgeleitet wurden (Tab. 5, Zeile 4). Auch diese Austauschzeiten sind sehr variabel, doch entsprechen die mittleren regionalen Zeiten den von Lenhart & Pohlmann (1997) mit dem gleichen hydrodynamischen Modell und mit gleichen meteorologischen Antriebsdaten berechneten Werten für die gesamte Deutsche Bucht. In vorausgehenden Ansätzen ergaben Modellabschätzungen für die innere Deutsche Bucht 2001-2005 eine ähnliche mittlere Austauschzeit von 42 Tagen (Brockmann et al. 2007).

Für eine Bilanzierung ist es notwendig, die Frachten nach ihrer Herkunft zu trennen. Zunächst wurden aus den Volumina der Wasserkörper $[V]$ (Tab. 5, Zeile 3) und den Wasseraustauschzeiten (Tab. 5, Zeile 4) die Wasseraustauschvolumen $[Q_a]$ (Tab. 5, Zeile 6) für die vier betrachteten Küstenwasserkörper berechnet. Relativ sicher lässt sich der Anteil der Wassermenge aus dem Direkteintrag der Flüsse bestimmen $[Q_d]$ (Tab. 5, Zeile 7). Eine Trennung der Anteile der Wassermenge über den küstenparallelen Transport $[Q_k]$ (Tab. 5, Zeile 8) aus den benachbarten Wasserkörpern und der Anteile aus der Vermischung mit der offenen Nordsee $[Q_o]$ (Tab. 5, Zeile 9) wurde über eine Sensitivitätsanalyse bestimmt und mit hälftigen Anteilen ($k_{ex} = 0,5$) angesetzt. Eine Verifikation dieses Ansatzes konnte über den Vergleich von $C_{ist\ gemessen}$ zu $C_{ist\ berechnet}$ vorgenommen werden (Tab. 5, Zeile 21). Der Eintrag aus dem küstenparallelen Strom wird über die Berücksichtigung der Konzentration aus dem benachbarten, oberstrom gelegenen, Küstenwasserkörper berechnet. (Tab. 5, Zeile 20 WK oberstrom -> Zeile 10). Über die Konzentrationen ($[C_k]$ (Tab. 5, Zeile 10) und $[C_o]$ (Tab. 5, Zeile 11)) und die entsprechenden oben berechneten Wassermengen lassen sich die jeweiligen Frachten $[F_k^i]$ $[F_o^i]$ (Tab. 5, Zeile 15 und 16) berechnen. Hinzu kommt der atmosphärisch eingetragene Anteil $[F_a]$ (Tab. 5, Zeile 14).

Schließlich wird der prozentuale Anteil der direkten Stofffrachteinträge des jeweiligen Flusses $[F_d]$ (Tab. 5, Zeile 13) an der Summe aller Stofffrachteinträge in den Küstenwasserkörper $[F_{in}]$ (Tab. 5, Zeile 17) bestimmt. Diese Anteile liegen zwischen 3 % für den Eintrag der relativ kleinen Eider und 30 % für den direkten Eintrag der Elbe/Weser. (Tab. 5, Zeile 18)

Abbildung 16: Austauschzeiten, Elbe/Weser-Bereich

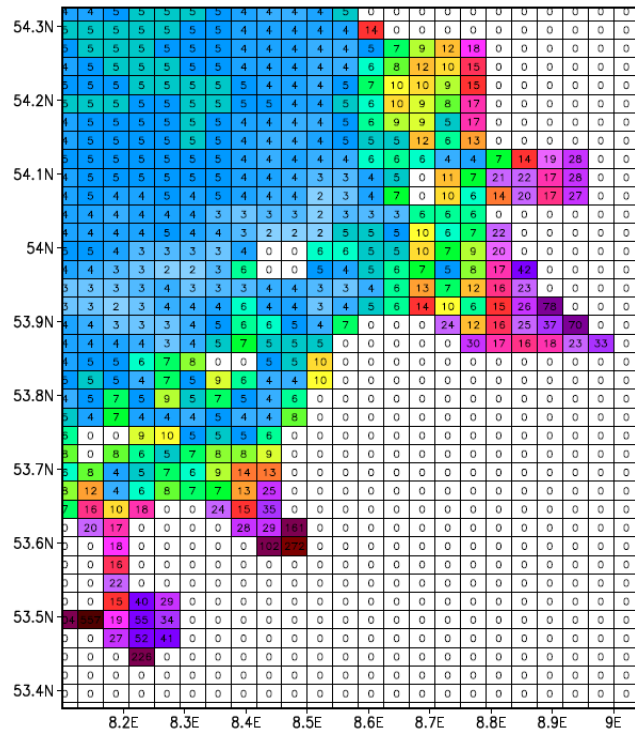


Abb. 22: Austauschzeiten in der deutschen Bucht nach Lenhart (2003)

In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass die Berechnung der Austauschzeiten gezeitenebereinigt ist, d.h. die Gezeitendynamik nicht widerspiegelt wird.

Dick et al. (1999) berechneten für das nordfriesische Wattenmeer zwischen Sylt und Eiderstedt Austauschraten von bis zu 2,5 km³ pro Tide. Selbst wenn nur ein kleiner Teil dieses Wassers nicht wieder in das Tidebecken einströmt, würde die Austauschzeit damit vermindert und der Anteil der Elbe-Frachten am Küstengewässertransport würde damit sinken. Allerdings beträgt der mittlere Küstenstrom in diesem Abschnitt nur 0,5 cm/sec (Smith et al. 1996), so dass der laterale Versatz gering ist.

Da die Variabilität der Austauschzeiten prinzipiell sehr hoch ist (bis ±70%), variieren auch die Flussanteile an den Frachten im Küstengewässer stark. Eine weitere Variabilität entsteht durch die Fluktuationen der Flussfrachten (im Jahresgang um 100 %, für Jahresmittelwerte 2001-2005: 20-30 %) und die regionalen TN-Konzentrationen im Küstengewässer (30-70 %), die nur in größeren Abständen gemessen werden. Daher bieten die aufgelisteten Mittelwerte und die Abschätzung des direkten Flussfrachtenanteils am Stickstofftransport im Küstengewässer nur grobe Orientierungshinweise.

1	NAME Typ	Abk.	Einheit	OF NEA 3/4 [1]	OF NEA1/2 [2]	E+W NEA3/4 [3]	NF NEA1/2 [4]	Ableitung
2	WK Fläche		km ²	508,3	1235	1888	1452	s. Tab. 2
3	WK Volumen	V	km ³	1,5	8,99	8,66	6,33	abgeleitet aus Lenhart (2003)
4	Wasseraustauschzeit		d	6	16	7	18	abgeleitet aus (Abb. 22) Lenhart (2003)
5	Austauschhäufigkeit	WA	a ⁻¹	60,8	22,8	52,1	20,3	WA = 365 d* a ⁻¹ / mittl. Austauschzeit in d

								[Zeile 5]= 365/[Zeile 4] ¹
6	Wasseraustauschmenge	Q _a	km ³ / a	91,3	205,1	451,6	128,4	Q _a =V*WA [Zeile 6]=[Zeile 3]*[Zeile 5]
7	Wassermenge Direkteintrag Fluss	Q _d	km ³ / a	2,70	-	33,00	0,80	vgl. Tab. 1
8	Wassermenge küstenparallele Strömung	Q _k	km ³ / a	44,3	102,5	209,3	63,8	Q _k =(Q _a -Q _d)*k _{ex} [Zeile 8]=([Zeile 6]-[Zeile 7])*0,5
9	Wassermenge offene Nordsee	Q _o	km ³ / a	44,3	102,5	209,3	63,8	Q _o =(Q _a -Q _d)*(1-k _{ex}) [Zeile 9]=([Zeile 6]-[Zeile 7])*(1-0,5)
10	Konzentration benachbarter Küstenwasserkörper (oberstrom)	C _k	TN mg /L	0,98	0,98	0,84	1,40	C _k =C _{ist} (WK oberstrom) [Zeile 10]= [Zeile 20 WK oberstrom]
11	Konzentration benachbarter Küstenwasserkörper (offene Nordsee)	C _o	TN mg /L	0,49	0,42	0,70	0,49	C _o = C _{ist} (WKO-oberstrom)*k _{off} [Zeile 11]=[Zeile 20 WK oberstrom] *0,5
12	Konzentration Direkteintrag Fluss	C _d	TN mg/L	5,41	-	4,09	4,50	C _d =F _d /Q _d [Zeile 12]= [Zeile 13]/[Zeile 7]
13	Stofffracht Direkteintrag Fluss	F _d	TN kt/a	14,6	-	135,1	3,6	vgl. Tab. 1
14	Stofffrachteintrag atmosphärische Deposition	F _a	TN kt/a	0,6	1,4	2,1	1,6	vgl. Tab. 2
15	Stofffrachteintrag küstenparalleler Strom	F _k ⁱ	TN kt/a	43,4	100,5	175,8	89,3	F _{ki} =Q _k *C _k [Zeile 15]= [Zeile 8]*[Zeile 10]
16	Stofffrachteintrag aus offener Nordsee	F _o ⁱ	TN kt/a	21,7	43,1	146,5	31,3	F _{oi} =Q _o *C _o [Zeile 16]=[Zeile 9]*[Zeile 11]
17	Summe aller Stofffrachteinträge	F _{in}	TN kt/a	80,3	145,0	459,5	125,7	F _{in} =[F _d]+[F _a]+[F _k ⁱ]+[F _o ⁱ] [Zeile17]=Σ[Zeile13] bis [Zeile16]
18	Anteil Stofffrachteintrag Fluss [F _d] an Summe aller Stoffeinträge in Küstenwasserkörper [F _{in}]		%	18,2%		29,4%	2,9%	=F _d /F _{in} [Zeile 18]=[Zeile 13]/[Zeile 17]
19	berechnete Konzentration Küstenwasserkörper	C _{ist(ber)}	TN mg /L	0,88	0,71	1,02	0,98	C _{ist(ber)} =F _{in} /Q _a C _{ist(ber)} =[Zeile 17]/[Zeile 6]
20	gemessene Konzentration Küstenwasserkörper	C _{ist(gem)}	TN mg /L	0,98	0,84	1,40	0,98	vgl. Tab. 4, Zeile 3 u. Abb. 18
21	Kontrolle: relative Differenz Konzentration Küstenwasserkörper C _{ist(ber)} zu C _{ist(gem)}		-	0,10	0,16	0,27	0,00	(C _{ist(gem)} -C _{ist(ber)})/C _{ist(gem)} [Zeile21]=([Zeile20]-[Zeile19])/[Zeile20]

Tab. 5: Berechnung der TN-Konzentrationen und Vergleich mit den Messwerten nach Brockmann & Topcu 2008⁸

In Tab. 5 wurden die vereinfachte Bilanzierungsbetrachtung für Nährstoffe in der Deutschen Bucht mit tatsächlich gemessenen Nährstoffkonzentrationen verglichen. Es ergibt sich eine gute Übereinstimmung mit einer relativen Differenz zwischen 0 und 27 % (Tab. 5 Zeile 21), so dass die vereinfachte Bilanzierungsbetrachtung auch als Grundlage für die Herleitung einer Modellberechnung und die Berechnung von Reduzierungsszenarien herangezogen werden kann.

⁸ (Annahme k_{ex} =0,5 und k_{off} =0,5, ausführliche Erläuterung der Berechnung siehe Kapitel 5.1)

5.4 Nährstoffexport

Die Nährstoffbilanzierung für die Deutsche Bucht wird von grenzüberschreitenden Nährstoffimporten dominiert. Nahezu die gleichen Frachten werden aber auch in die sich anschließenden Küstengewässer Dänemarks und Norwegens exportiert (Abb. 23).

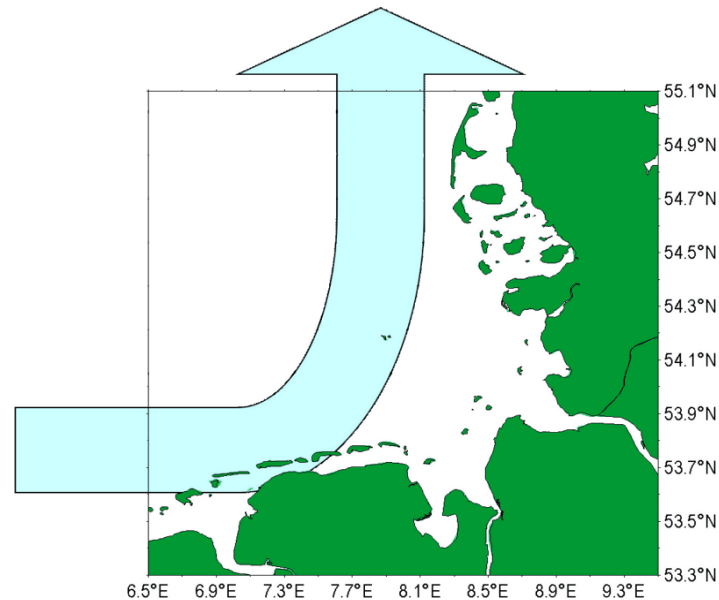


Abb. 23: Prinzipskizze grenzüberschreitender Nährstoffim- und -export in der Deutschen Bucht (nach Brockmann et al. 2007)

Für Reduktionsmaßnahmen bedeuten die Flussanteile zwischen 2,9 und 29,4 % ($\pm 70\%$), dass mit einer nach Tabelle 4 vorgenommenen Reduktion nur ein Teil der Eutrophierungseffekte beeinflusst werden kann. Ein geringer Anteil direkt einmündender Flüsse an den Stickstoffbelastungen im Küstengewässer bedeutet allerdings nicht, dass nur eine geringe Reduzierung zu leisten ist, denn prozentuale Reduzierungsanforderungen im Küstenwasser sind auf die Frischwasserbedingungen der Flüsse zu übertragen. Eine deutliche Verminderung der Eutrophierungseffekte kann nur durch eine koordinierte Aktion aller lokalen und überregionalen Akteure eingeleitet werden.

6 Ableitung von Reduzierungszielen

6.1 Grundlagen

Nach derzeitiger Diskussionslage in Deutschland (Beschlüsse der 135. und 136. LAWA-Vollversammlung) sollen bei der Ableitung von Reduzierungszielen für die in die deutschen Küstengewässer einmündenden Flüsse folgende Kriterien berücksichtigt werden:

1. Die Nährstofffrachten aus den Einzugsgebieten.
2. Unterschiedliche Vorbelastungen der Küstenwasserkörper.
3. Der Zusammenhang zwischen Chl-a-Konzentrationen in den Küstenwasserkörpern und Nährstoffreduzierungen in den Binnenzuflüssen.

4. Die Ergebnisse der Interkalibrierung zwischen Deutschland und den Niederlanden für die WRRRL-Qualitätskomponente Phytoplankton in den Küstengewässern des Typs NEA 3/4.
5. Die bis 2015 durchführbaren Maßnahmen im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheiten und deren Wirkung auf die Nährstoffreduzierung, gegebenenfalls Verteilung der Reduzierungserfordernisse auf weitere Bewirtschaftungszeiträume.

Zur Ableitung von Reduzierungszielen wird die unter Kap. 5 dargestellte vereinfachte Bilanzierungsbetrachtung der Küstengewässer in der Deutschen Bucht herangezogen, s. Tab. 5.

Nach den Prüfkriterien gemäß LAWA-Beschluss ergibt sich folgendes:

Zu 1: Nährstofffrachten aus den Einzugsgebieten

Die in die Küstenwasserkörper aus dem Binnenland eingetragenen Nährstofffrachten sind in der Bilanzierung (Tab. 5) dargestellt.

Zu 2: Unterschiedliche Vorbelastungen der Küstenwasserkörper

Die verbleibenden und über die deutschen Nordseezuflüsse nicht beeinflussbaren Vorbelastungen der Küstenwasserkörper wurden ebenfalls ausgewiesen. Die Vorbelastungen insbesondere aus den niederländischen und englischen Meeresgebieten können bei der Ableitung der Reduzierungsziele für die deutschen Einzugsgebiete nicht unberücksichtigt bleiben. Festzuhalten ist jedoch, dass die aus dem Rhein- und Maas-Einzugsgebieten eingetragenen Nährstofffrachten in die niederländischen Küstengewässer auch von Deutschland mitverursacht werden. Die in diesen Flussgebietseinheiten getroffenen Absprachen sind daher zu beachten.

Zu 3: Zusammenhang zwischen Chl-a-Konzentrationen und Nährstoffreduzierungen

Der Zusammenhang zwischen Chl-a-Konzentrationen und den Nährstoffeinträgen in die deutschen Küstenwasserkörper wurde in Kap. 3.3 dargelegt. Eine 1:1-Beziehung zwischen den Nährstoffkonzentrationen der Zuflüsse und der Chl-a-Konzentration in den Küstenwasserkörpern kann allerdings nicht in allen Küstenwasserkörpern gleichermaßen beobachtet werden, da die Primärproduktion unter anderem von dem vorherrschenden Lichtklima beeinflusst wird. In Küstenwasserkörpern mit hoher Trübung, die durch Schwebstoffe verursacht wird, ist daher davon auszugehen, dass Erfolge bei der Nährstoffreduzierung über die Zuflüsse zunächst die Lichtausbreitung im Wasserkörper und somit die Sichttiefe verbessern, was eventuell einen Anstieg des Phytoplanktons in der Wachstumsphase statt eine Abnahme zur Folge hätte. Dieses Phänomen betrifft vorrangig die Ems. Weser und Elbe hingegen sind nur in abgeschwächter Form davon berührt. Daher wurde in Kapitel 4 bei der Reduktionsbetrachtung in erster Annäherung auch der Parameter Sichttiefe besonders betrachtet. Es bedarf noch weiterer Forschung und einem intensivierten Monitoring, um die jeweilige Beziehung für jede Flussgebietseinheit mit höherer Genauigkeit zu beschreiben.⁹ Für Zwecke der Bewirtschaftungsplanung ist nach Auffassung der Arbeitsgruppe eine Abschätzung der Chl-a-Konzentration über eine vereinfachte Bilanzierung ausreichend.

⁹ Nach Postma (1982) sind Schwebstoffe im Wattenmeer und in den Ästuaren sowohl marinen als auch nicht-marinen Ursprungs.

Zu 4: Interkalibrierungsprozess für Phytoplankton

Die Ergebnisse der europäischen Interkalibrierung Phase 2 werden voraussichtlich Ende 2011 vorliegen. Die nach derzeitigem Diskussionsstand von Deutschland und den Niederlanden angestrebten Interkalibrierungsziele sind oben dargestellt.

Zu 5: Wirkung durchführbarer Maßnahmen bis 2015 auf die Nährstoffreduzierung

In der FGE Weser wurde im Rahmen des Modellvorhabens AGRUM Weser (Flussgebietsgemeinschaft Weser 2009 a) die Nährstoffsituation flächendeckend im gesamten Flussgebiet mit Hilfe eines Modellverbunds nachgebildet und mögliche Reduzierungen der Nährstoffeinträge durch Agrarumweltmaßnahmen in die Oberflächengewässer und ins Grundwasser analysiert.

Die Analysen haben ergeben, dass aufgrund des Baseline Szenarios 2015 im Mittel mit einer Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse gegenüber 2003 (Ausgangszustand) von ca. 10 – 15 kg N/ha gerechnet werden kann. Ausgehend von einer Jahresfracht von 90.800 t N in 2003 reduziert sich dadurch die Fracht in die Küstengewässer nach den Modellrechnungen auf ca. 75.700 t N. Dies entspricht einer Gesamtreduzierung von ca. 17%. Die Reduzierung wird jedoch aufgrund langer Aufenthaltszeiten der Nährstoffe im Grundwasser (in der Flussgebietseinheit Weser im Mittel 25 - 30 Jahre) nicht bis 2015 in den Oberflächengewässern messbar sein. Eine Aufschlüsselung der Einzelpfade ergibt sich aus Abb. 24.

Nach dem Hintergrundpapier der FGG Elbe zur Ableitung der Bewirtschaftungsziele für Nährstoffe (Flussgebietsgemeinschaft Elbe 2009a/b) wird als Handlungsziel angestrebt, die Stickstoffbelastung der Elbe um rund 7% zu reduzieren. Das Elbe-Einzugsgebiet unterscheidet sich im Hinblick auf die klimatischen, bodenkundlichen und sozio-ökonomischen Gegebenheiten wesentlich von den Einzugsgebieten der Ems und Weser, was das abweichende Reduzierungsziel 2015 erklärt.

Für die Ems gibt es bisher noch keine vergleichbaren Untersuchungen.

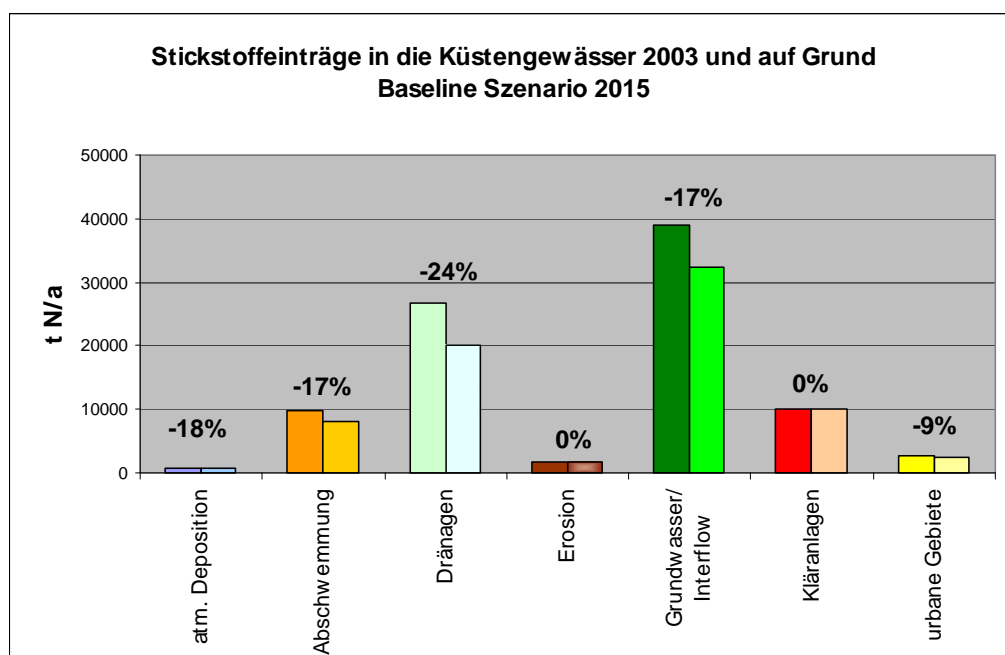


Abb. 24: Pfadbezogene Reduzierungen der Stickstoffeinträge in der FGE Weser

6.2 Szenarien

Mit dem unter 5.1 beschriebenen Ansatz ist es möglich, die Wirkung von unterschiedlichen Reduzierungsstrategien abzuschätzen und dabei die Vermischungsprozesse mit zu berücksichtigen. Hierbei werden die direkten Einträge entsprechend unterschiedlicher Annahmen verringert: Eine Fracht-Verringerung des Rheins wird durch eine Verringerung des entsprechenden küstenparallelen Stoffeintrags abgebildet.

- In Szenario 1 wird angenommen, dass sich nur der küstenparallele Stoffeintrag (durch Maßnahmen im Rhein-Einzugsgebiet) um 30 % verringert.
- In Szenario 2 wird angenommen, dass sich die direkten Flusseinträge in allen Gebieten um 30 % verringern.
- In Szenario 3 wird angenommen, dass die direkten Einträge in allen Gebieten so verringert werden, dass ein Zielwert von 2,8 mg/l TN an den Übergabepunkten der Flüsse in die Nordsee erreicht wird.¹⁰

Für die Szenarien wird angenommen, dass sich die Chl-a-Konzentration mittelfristig um ein Drittel im Verhältnis zur Stickstoffreduktion (TN-Konzentration im Küstenwasserkörper) verringert und langfristig um die Hälfte, wenn der Einfluss der Lichtlimitierung abgeklungen ist.

Da die Wasserkörper der vier Betrachtungsräume wie oben dargelegt über den Küstenstrom miteinander im Austausch stehen (s. Abb. 21), erfolgen die Berechnungen in den Tabellen 6-8 für die Wasserkörper in der Reihenfolge ihrer Lage im Küstenstrom (D.h. es erfolgt zunächst für den Wasserkörper OF NEA 3/4 [1] die Bilanzierung bis zur Konzentrationsberechnung in Zeile 11. Mit dem Ergebnis dort, folgt die Bilanzierung für den benachbarten (unterstrom) liegenden Wasserkörper OF NEA 1/2 [2], usw.).

In Tab. 6-8 bedeuten:

	Szenario Annahme
	Szenario Ergebnis

1	NAME Typ	Abk.	Einheit	OF NEA 3/4 [1]	OF NEA 1/2 [2]	E+W NEA 3/4 [3]	NF NEA 1/2 [4]	Ableitung
2	Annahme %-Reduzierung Flusseintrag direkt	%Red	%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
3	Konzentration Direkteintrag Fluss	C _d	TN mg/l	5,41	0,00	4,09	4,50	Zeile 3 = [Tab 5, Zeile12]
4	Konzentration benachbarter Küstenwasserkörper (oberstrom)	C _k	TN mg/l	0,69	0,67	0,51	0,66	Szenario 1: 30% Reduzierung küstenparalleler Stoffeintrag Rhein: ->C _k OF NEA 3/4=[Tab.5, Zeile 20(OFNEA 3/4)]*0,7 ->C _k OF NEA 1/2 [2] bis NF NEA 1/2[4]=[Tab.6, Zeile11]oberstrom

¹⁰ Dieser Zielwert wurde dem internationalen Bewirtschaftungsplan der Flussgebietseinheit Rhein entnommen. Die Staaten bzw. Länder / Regionen in der IFGE Rhein streben eine Minderung der Gesamtstickstofffracht um 15 bis 20% über die Reduzierung der Stickstoffeinleitungen /-einträge an den Quellen an. Diese Frachtminderung ist voraussichtlich erreicht, wenn im Rhein bei Bimmen/Lobith und in den Mündungsbereichen in die Nordsee ein anzustrebender Wert (Arbeitswert) von 2,8 mg/l TN im Jahresmittel eingehalten wird.

5	Konzentration benachbarter Küstenwasserkörper (offene Nordsee)	C_o	TN mg/l	0,34	0,33	0,25	0,33	$C_o = C_{k\text{WK oberstrom}} * k_{\text{off}} (k_{\text{off}}=0,5)$ Zeile 5=[Zeile4]*0,5
6	Stofffracht Direkteintrag Fluss	F_d	TN kt/a	14,60	0,00	135,10	3,60	$F_d=Q_d * C_d$ Zeile 6=[Tab 5, Zeile7]*[Tab.6, Zeile 3]
7	Stofffrachteintrag atmosphärische Deposition	F_a	TN kt/a	0,60	1,40	2,10	1,60	vgl. Tab. 2
8	Stofffrachteintrag küstenparalleler Strom	F_k	TN kt/a	30,37	68,28	105,94	41,82	$F_k = Q_k * C_k$ Zeile 8 = [Tab 5, Zeile 8]*[Tab.6, Zeile 4]
9	Stofffrachteintrag offene Nordsee	F_o	TN kt/a	15,19	34,14	52,97	20,91	$F_o = Q_o * C_o$ Zeile 9=[Tab 5, Zeile9]*[Tab.6, Zeile 5]
10	Summe aller Stofffrachteinträge	F_{in}	TN kt/a	60,76	103,82	296,11	67,94	$F_{in}=[F_d]+[F_a]+[F_k]+[F_o]$ Zeile 10 = Σ [Tab.6, Zeile 6 bis 9]
11	Konzentration Küstenwasserkörper	$C_{ist(ber)}$	TN mg/l	0,67	0,51	0,66	0,53	$C_{ist(ber)}=F_{in}/Q_a$ Zeile 11=[Tab. 6, Zeile 10]/[Tab 5, Zeile 6]
12	erreichte Reduktion TN		%	32%	40%	53%	46%	$[TN\ Red\ \%]= (C_{istgem}-C_{istber})/C_{istgem} * 100$ Zeile 12=([Tab 5, Zeile 20]-[Tab.6, Zeile 11])/[Tab 5, Zeile 20]*100
13	erreichte Reduktion Chl-a		%	11%	13%	18%	15%	$[Red.Chl-a\ \%]= [TN\ Red\ \%]/3$ Zeile 13= [Tab.6, Zeile 12]/3

Tab. 6: Reduktion der TN-Konzentrationen nach Szenario 1

1	NAME Typ	Abk.	Einheit	OF NEA 3/4 [1]	OF NEA 1/2 [2]	E+W NEA 3/4 [3]	NF NEA 1/2 [4]	Ableitung
2	Annahme Reduzierung Stofffrachteintrag Fluss direkt		%	30,00%	30,00%	30,00%	30,00%	Szenario 2: 30 % Reduktion der direkten Flusseinträge in allen Gebieten
3	Konzentration Direkteintrag Fluss	C_d	TN mg/l	3,79	0,00	2,87	3,15	$C_d = C_{\text{daktuell}} * (100-\%Red)/100$ $C_d=[\text{Tab 5, Zeile12}]*[100-[\text{Tab.7, Zeile 2}]]/100$
4	Konzentration benachbarter Küstenwasserkörper (oberstrom)	C_k	TN mg/l	0,69	0,62	0,47	0,54	Annahme 30% Reduzierung küstenparalleler Stoffeintrag Rhein: -> C_k OF NEA 3/4 [1]=[Tab.5, Zeile 20(OFNEA 3/4[1])]*0,7 -> C_k OF NEA 1/2 [2] bis NF NEA 1/2[4]=[Tab.7, Zeile11]oberstrom
5	Konzentration benachbarter Küstenwasserkörper (offene Nordsee)	C_o	TN mg/l	0,34	0,31	0,24	0,27	$C_o = C_{k\text{WK oberstrom}} * k_{\text{off}} (k_{\text{off}}=0,5)$ Zeile 5=[Tab. 7, Zeile4]*0,5
6	Stofffracht Direkteintrag Fluss	F_d	TN kt/a	10,22	0,00	94,57	2,52	$F_d=Q_d * C_d$ Zeile 6=[Tab 5, Zeile7]*[Tab.7, Zeile 3]
7	Stofffrachteintrag atmosphärische Deposition	F_a	TN kt/a	0,60	1,40	2,10	1,60	vgl. Tab. 2
8	Stofffrachteintrag küstenparalleler Strom	F_k	TN kt/a	30,37	63,36	98,41	34,50	$F_k = Q_k * C_k$ Zeile 8 = [Tab 5, Zeile 8]*[Tab.7, Zeile 4]
9	Stofffrachteintrag offene Nordsee	F_o	TN kt/a	15,19	31,68	49,20	17,25	$F_o = Q_o * C_o$ Zeile 9=[Tab 5, Zeile9]*[Tab.7, Zeile 5]
10	Summe aller Stofffrachteinträge	F_{in}	TN kt/a	56,38	96,43	244,28	55,87	$F_{in}=[F_d]+[F_a]+[F_k]+[F_o]$ Zeile 10 = Σ [Tab.7, Zeile 6 bis 9]
11	Konzentration Küstenwasserkörper	C_{ist}	TN mg/l	0,62	0,47	0,54	0,44	$C_{ist}=F_{in}/Q_a$ Zeile 11=[Tab. 7, Zeile 10]/[Tab 5, Zeile 6]
12	erreichte Reduktion TN		%	37%	44%	61%	56%	$[TN\ Red\ \%]= (C_{istgem}-C_{istber})/C_{istgem} * 100$ Zeile 12=([Tab 5, Zeile 20]-[Tab.7, Zeile 11])/[Tab 5, Zeile 20]*100
13	erreichte Reduktion Chl-a		%	12%	15%	20%	19%	$[Red.Chl-a\ \%]= [TN\ Red\ \%]/3$ Zeile 13= [Tab.7, Zeile 12]/3

Tab. 7: Reduktion der TN-Konzentrationen nach Szenario 2

1	NAME Typ			OF	OF	E+W	NF	Ableitung
			Einheit	NEA 3/4 [1]	NEA 1/2 [2]	NEA 3/4 [3]	NEA 1/2 [4]	
2	Reduzierung Stofffrachteintrag Fluss direkt		%	48,00%	30,00%	32,00%	38,00%	$\%Red = (C_{\text{daktuell}} - C_{\text{d Szenario 3}}) / C_{\text{daktuell}} * 100$ Zeile 2=[Tab 5, Zeile12]-[Tab.8, Zeile 4])*100
3	Konzentration Direktein- trag Fluss	C _d	TN mg/l	2,81	0,00	2,78	2,79	Szenario 3
4	Konzentration benachbarter Küstenwasserkörper (oberstrom)	C _k	TN mg/l	0,69	0,59	0,45	0,52	Annahme 30% Reduzierung küstenparalleler Stoffeintrag Rhein: ->C _k OF NEA 3/4 [1]=[Tab.5, Zeile 20(OFNEA 3/4[1])]*0,7 ->C _k OF NEA 1/2 [2] bis NF NEA 1/2[4]=[Tab.8, Zeile11]oberstrom
5	Konzentration benachbarter Küstenwasserkörper (offene Nordsee)	C _o	TN mg/l	0,34	0,29	0,22	0,26	C _o = C _k WK oberstrom *k _{off} (k _{off} =0,5) Zeile 5=[Tab. 8, Zeile4]*0,5
6	Stofffracht Direkteintrag Fluss	F _d	TN kt/a	7,59	0,00	91,87	2,23	F _d =Q _d *C _d Zeile 6=[Tab 5, Zeile7]*[Tab.8, Zeile 3]
7	Stofffrachteintrag atmosphärische Deposition	F _a	TN kt/a	0,60	1,40	2,10	1,60	vgl. Tab 2
8	Stofffrachteintrag küstenparalleler Strom	F _k	TN kt/a	30,37	60,40	93,89	33,16	F _k = Q _k *C _k Zeile 8 = [Tab 5, Zeile 8]*[Tab.8, Zeile 4]
9	Stofffrachteintrag offene Nordsee	F _o	TN kt/a	15,19	30,20	46,94	16,58	F _o = Q _o *C _o Zeile 9=[Tab 5, Zeile9]*[Tab.8, Zeile 5]
10	Summe aller Stofffrachteinträge	F _{in}	TN kt/a	53,75	92,00	234,80	53,58	F _{in} =[F _d]+[F _a]+[F _k]+[F _o] Zeile 10 = Σ [Tab.8, Zeile 6 bis 9]
11	Konzentration Küstenwasserkörper	C _{ist}	TN mg/l	0,59	0,45	0,52	0,42	C _{ist} =F _{in} /Q _a Zeile 11=[Tab. 8, Zeile 10]/[Tab 5, Zeile 6]
12	erreichte Reduktion TN		%	40%	47%	63%	57%	[TN Red %]= (C _{istgem} -C _{istber})/C _{istgem} *100 Zeile 12=([Tab 5, Zeile 20]-[Tab.8, Zeile 11])/[Tab 5, Zeile 20]*100
13	erreichte Reduktion CHL		%	13%	16%	21%	19%	[Red.Chl-a%]= [TN Red %]/3 Zeile 13= [Tab.8, Zeile 12]/3

Tab. 8: Reduktion der TN-Konzentrationen nach Szenario 3

Name / Typ	Einheit	OF NEA 3/4 [1]	OF NEA 1/2 [2]	E+W NEA3/4 [3]	NF NEA 1/2 [4]
Szenario 1 (nur Rhein 30%)					
Reduktion TN	%	32%	40%	53%	46%
Reduktion Chl-a-Konzentration	%	11%	13%	18%	15%
Szenario 2 (alle 30%)					
Reduktion TN	%	37%	44%	61%	56%
Reduktion Chl-a-Konzentration	%	12%	15%	20%	19%
Szenario 3 (alle Zielwert 2,8 mg/l TN)					
Reduktion TN	%	40%	47%	63%	57%
Reduktion Chl-a-Konzentration mittelfristig (-1/3)	%	13%	16%	21%	19%
Reduktion Chl-a-Konzentration langfristige (-1/2)	%	20%	24%	32%	29%
Chl-a-Konzentration(rezent)	µg/l	15	10	16	10
Chl-a Konzentration(mittelfristig)	µg/l	13,1	8,5	12,6	8,1
Chl-a Konzentration (langfristig)	µg/l	12,9	7,6	10,9	7,1
Chl-a Konzentration (Interkal.)	µg/l	15/10,8	7,4	10,8	7,4

Tab. 9: Wirkung unterschiedlicher Szenarien

6.3 Bewertung

Die vorliegenden Szenario-Berechnungen zeigen, dass die Nährstoffverhältnisse in den deutschen Wasserkörpern der Nordsee maßgeblich durch die direkten Flusseinträge geprägt werden. Die Bedeutung der jeweiligen direkten Einträge in einen Betrachtungsraum hängt von deren jeweiliger Menge ab. Insgesamt werden die Nährstoffbedingungen in den Wasserkörpern der Deutschen Bucht aufgrund der küstenparallelen Strömung stark von den Stoffeinträgen des Rheins geprägt. Eine Verringerung der Stoffeinträge aus dem Rhein-Einzugsgebiet um 30 % ohne Maßnahmen in den anderen Flussgebietseinheiten würde bereits vor Nordfriesland eine Konzentrationsverringerung bei Gesamtstickstoff von 46 % bewirken (Szenario 1). Die Chl-a-Konzentrationen würden sich um 15% verringern.

Die Einführung eines meeresökologisch abgeleiteten Reduzierungsziels (Ziel-Konzentration) am Übergabepunkt Land - Meer von 2,8 mg/l für die Flussmündungen Rhein, Ems, Weser und Elbe/Eider, wie er den gegenwärtig im Bewirtschaftungsplan Rhein vereinbarten Vorgaben entspricht, würde mittelfristig (bis 2021) eine Reduzierung der Stickstoffkonzentrationen in den küstennahen Wasserkörpern der Nordsee um 40 – 63 % und der Chl-a-Konzentration um 13 – 21 % bewirken. Langfristig (bis 2027) könnten mit einem solchen Reduzierungsziel auch die für den Interkalibrierungsprozess von Deutschland vorgeschlagenen Schwellenwerte für den guten ökologischen Zustand erreicht werden.

Die trophischen Verhältnisse in den Wasserkörpern sind das Ergebnis von Vermischungsprozessen aller relevanten Einträge. Die alleinige Berücksichtigung der direkten Einträge vereinfacht die Systemverhältnisse in zu starker Weise. Es gibt eine Vielzahl an Faktoren, die den Wasser- und Stoffaustausch in den Küstengewässern beeinflussen. Nach den bisher zur Verfügung stehenden Untersuchungen ist eine hohe Bandbreite der Austauschraten anzunehmen, womit eine konkrete Identifizierung der jeweiligen Anteile der Eintragspfade mit hohen Varianzen und Unsicherheiten verbunden ist. Vor diesem Hintergrund ist es für alle Landnutzer in Deutschland am „gerechtesten“, wenn eine meeresökologisch abgeleitete Ziel-Konzentration für Gesamtstickstoff am Übergabepunkt Land – Meer eingeführt wird. Dies ist auch transparent und reproduzierbar. Da die natürlichen Hintergrundkonzentrationen von Nährstoffen für die Flüsse und die gegenwärtige mittlere jährliche Variabilität der Nährstoffkonzentrationen bekannt sind (Topcu et al., 2011), könnten auch langfristige Reduzierungsziele und deren Variabilität definiert werden.

6.3.1 Flussgebiet Ems

Entsprechend der vorherrschenden Restströmung an der Nordseeküste von Südwesten nach Norden werden zunächst die Küstenwasserkörper der Ems betrachtet. Da die Bilanzierung insbesondere von den Austauschvorgängen im Küstengewässer abhängig ist, muss man bei der Bewertung der Ergebnisse auch die Unsicherheiten berücksichtigen, die bei der Ermittlung insbesondere der Frachtraten im Küstengewässer bestehen. Die Bilanzierungen dort beruhen auf der Berechnung der Flushingzeiten nach der ICES Study Group of Flushing Times of the North Sea (ICES, 1983), erweitert durch ein UBA Projekt für das Gebiet der Deutschen Bucht (Lenhart et al, 1997). Da dort aber vereinfachend die täglichen Einströme nur gezeitensbereinigte Informationen beinhalten, spiegeln die Austauschzeiten nicht die Gezeitendynamik wieder, was sich mit zunehmender Küstennähe verstärkend auswirkt. Für den Bereich des Küstengewässers Ems wurde eine Sensitivitätsstudie durchgeführt, die die große Bandbreite der berechneten Stickstofffrachten im Küstengewässer in Abhängigkeit

von den Austauschzeiten zeigt. Die Austauschzeit für den Küstenwasserkörper der Ems wurde dabei um +/-50% variiert, um die Unschärfe der Austauschberechnungen abzubilden (Abb. 25). Dies führt zu einer Bandbreite der Frachtraten im Küstengewässer, die ein Vielfaches über der Frachtrate des Flusses liegt.

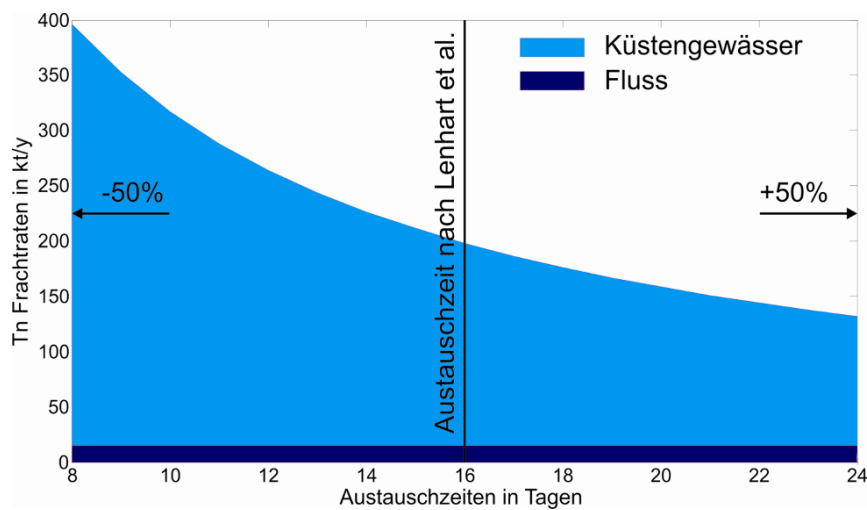


Abb. 25: Bandbreite in der Berechnung der Frachtraten im Küstengewässer bei einer Unschärfe der Austauschzeiten nach Lenhart et al. von $\pm 50\%$ im Verhältnis zur Frachtrate des Flusses (Beispiel Ems)

Die Reduktionsbetrachtung für die Deutsche Bucht führt für die Ems zu dem Ergebnis, dass die am Übergabepunkt gemessenen Nährstofffrachten der Ems von 14.600 t/a auf 3.260 t/a (OSPAR-Ansatz) bzw. 4.890 t/a (Ansatz analog NEA-GIG) gesenkt werden müssten. Dies erscheint auch im gesamten Bewirtschaftungszeitraum bis 2027 kaum realisierbar, da

- die Nährstoffeinträge im Flussgebiet der Ems durch die bestehende Landnutzung begründet sind,
- die Nährstoffeinträge zum überwiegenden Teil über das Grundwasser erfolgen, das nur sehr träge (über viele Dekaden) auf Eintragsveränderungen reagiert,
- eine Reduzierungsanforderung von bis zu 74% (Tab. 4, Zeile 7) kaum mittelfristig erreichbar ist.

Wie sich aus der Bilanzierungsbetrachtung ergibt, wird der Zustand der Küstenwasserkörper der Ems überwiegend von den außerhalb der FGE Ems liegenden Einträgen bestimmt, insbesondere von den Rhein-Frachten. Innerhalb der Rhein-Koordinierung hat man sich mit deutscher Beteiligung darauf verständigt, Nährstoffreduzierungsanforderungen auf die Nährstoffkonzentration (Gesamtstickstoff, Jahresmittelwert) am Übergabepunkt festzumachen und hierfür eine Zielgröße von 2,8 mg/l TN im internationalen Bewirtschaftungsplan Rhein ausgewiesen, die nach niederländischer Mitteilung mit einem Schwellenwert von 21 µg/l Chl-a (90-Perzentil) im NL-Küstengewässer korreliert. Dies ist nahezu das 2-fache des bisher von Deutschland in die Interkalibration eingebrachten Schwellenwertes von 10,8 µg/l Chl-a für die Wasserkörper NEA 3/4.

Die Anforderungen an die FGE Ems, die am Zustand der Ems-Küstenwasserkörper lediglich mit maximal 18 % beteiligt ist, sollten grundsätzlich nicht höher sein als die Anforderungen,

die im Rhein-Gebiet gestellt werden. Die dargestellte methodisch bedingte große Bandbreite in der Berechnung der Frachten im Küstengewässer unterstützt die o.g. Argumentation.

Aufgrund der naturräumlich und sozio-ökonomisch bedingten Vergleichbarkeit zwischen dem Rhein- und dem Ems-Gebiet sollte für die Ems eine Nährstoffkonzentration am Übergabepunkt von ebenfalls 2,8 mg/l TN (Jahresmittelwert) als Zielgröße angesetzt werden. Gegenüber den bisherigen Konzentrationen von rd. 5,4 mg/l erfordert dies Reduzierungsanstrengungen in einer Größenordnung von rd. 48%.

6.3.2 Weser

Die Reduktionsbetrachtung für die Deutsche Bucht führt dazu, dass für die Weser eine 82%-Reduzierung (Tab. 4, Zeile 7) veranschlagt werden müsste. Dabei gelten zu den wissenschaftlich abgeleiteten Reduzierungserfordernissen im Hinblick auf Reduzierung der Einträge bis 2027 die gleichen Anmerkungen wie zur Ems. Die FGG Weser hat sich im ersten Bewirtschaftungsplan 2009 darauf verständigt, als Nährstoffreduzierungsanforderung eine Zielgröße von 3,0 mg/l TN am Pegel Bremen-Hemelingen anzustreben. Die Weser-Küstengewässer werden wie die Küstengewässer der Ems wesentlich (zu 70%) von außerhalb liegenden Einträgen, insbesondere dem Rhein, beeinflusst. Ems und Weser können außerdem im Bereich der wesentlichen Eintragsgebiete als naturräumliche Einheit betrachtet werden. Es wird daher vorgeschlagen, auch für die Weser die Anforderungen zu stellen, die an Rhein und Ems zu richten sind. Dies bedeutet eine Zielgröße von 2,8 mg/l TN am Pegel Bremen-Hemelingen. Wie im ersten Bewirtschaftungsplan 2009 festgelegt, ist dieser Zielwert auch auf die Hunte am Pegel Reithörne zu übertragen.

6.3.3 Elbe

Da die Küstenwasserkörper NEA 3/4 im Bereich der Weser- und Elbemündung zusammenhängend bilanziert wurden, gelten die für die Weser beschriebenen Schlussfolgerungen auch für die Elbe. Die aktuelle TN-Konzentration am Pegel Seemannshöft (2008/2009) beträgt 3,3 mg/l. In Anlehnung an die im Bewirtschaftungsplan 2009 dokumentierten Bewirtschaftungsziele der FGG Elbe ist auch hier eine Zielgröße von 2,8 mg/l für TN vorzuschlagen.

6.3.4 Eider

Aufgrund der geringen Zuflüsse hat die Eider am Nährstofftransport im Küstengewässer nur einen Anteil von 3%. Daher wird vorgeschlagen, an das Einzugsgebiet der Eider keine höheren Anforderungen zu stellen als an Ems, Weser und Elbe. Damit lägen für alle in die Nordsee einmündenden deutschen Flussgebiete gleiche Anforderungen vor, die sich unmittelbar aus der WRRL-Qualitätskomponente Phytoplankton in den Küstenwasserkörpern ableiten.

7 ZUSAMMENFASSUNG

Zur harmonisierten Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen für die Nordseezuflüsse richtete das Bund-Länder-Messprogramm Meeresumwelt Nord- und Ostsee (BLMP) im September 2010 eine Arbeitsgruppe ein. Die Arbeitsgruppe hat sich auf einen Betrachtungsansatz verständigt, dem eine vereinfachte Massenbilanzierung in der Deutschen Bucht zugrunde

liegt. Dabei werden nicht nur die Einträge aus den deutschen Flussgebieten, sondern insbesondere auch die Ferneinträge aus benachbarten Meeresregionen, wie zum Beispiel dem Rhein, berücksichtigt. Dies entspricht einer Forderung der LAWA von 2008. Aus dem Ansatz lässt sich Folgendes ableiten:

- Der ökologische Zustand der deutschen Küstenwasserkörper wird maßgeblich von Ferneinträgen beeinflusst (70 bis 97 %, vgl. Tab. 5 Zeile 18).
- Es besteht eine signifikante Beziehung zwischen Nährstoffeinträgen aus Flusseinzugsgebieten und der Chl-a-Konzentration (= für die Interkalibrierung maßgebender Bewertungsparameter der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton) in den Küstengewässern (Abb. 11). Aufgrund der hohen Variabilität der Austauschraten in den Küstenwasserkörpern und anderer Einflussfaktoren, insbesondere der Sichttiefe, ist eine 1:1-Beziehung für Reduzierungseffekte zwischen Stickstoffverminderung und Chl-a-Konzentrationsrückgang nicht in allen zu betrachtenden Wasserkörpern gleichermaßen gegeben.
- Aus der vereinfachten Massenbilanzierung und den von Deutschland bisher zugrunde gelegten biologischen Referenz- und Schwellenwerten für die Küstenwasserkörper, die bereits in den europäischen Interkalibrierungsprozess eingebracht wurden, ergibt sich, dass die Nährstoffkonzentrationen (TN) der direkten Flusseinträge in die Küstenwasserkörpern bis zu 48% (vgl. Tab. 8, Zeile 2) zu verringern sind, um ausgehend von den deutschen Referenz- und Schwellenwerten für die Qualitätskomponente Phytoplankton eine erforderliche Reduktion der Chl-a-Konzentration um ein Viertel bis ein Drittel und damit mittel- bis langfristig die Umweltziele der WRRL (vgl. Tab. 9) zu erreichen.
- Nach den von der Arbeitsgruppe vorgenommenen Berechnungen lässt sich anteilig für die deutschen Nordseezuflüsse eine entsprechende TN-Konzentrationsverringering in den Küstenwasserkörpern erreichen, wenn in den in den aus Deutschland in die Nordsee mündenden Flussgebieten ein TN-Zielwert von 2,8 mg/l am Übergabepunkt limnisch-marin eingehalten wird. Der gute ökologische Zustand in den Küstenwasserkörpern wird jedoch nur dann erreicht, wenn auch die Nährstoffkonzentrationen aus Ferneinträgen entsprechend reduziert werden.¹¹
- Mit einem solchen Zielwert bedarf es – auf der Basis des derzeitigen Wissens - keiner Veränderung der Referenz- und Orientierungswerte für die Chl-a-Konzentration als Bewertungsparameter für die WRRL-Qualitätskomponente Phytoplankton, die in den europäischen Interkalibrierungsprozess eingebracht wurden.
- Ein TN-Zielwert von 2,8 mg/l wurde im internationalen Bewirtschaftungsplan für die FGE Rhein bereits ausgewiesen. Auch in der FGE Weser wurde ein Zielwert in vergleichbarer Größenordnung (3,0 mg/l) vereinbart. Die TN-Zielwerte leiten sich unmittelbar aus den Anforderungen der WRRL an die biologische Qualitätskomponente Phytoplankton in den Küstengewässern ab, wie sie von der NEA GIG interkalibriert wurden.

Die Arbeitsgruppe empfiehlt, für Deutschland ein einheitliches Reduzierungsziel von 2,8 mg/l Gesamtstickstoff für alle in die Nordsee mündenden Flüsse am Übergabepunkt als Grundlage für die künftige Bewirtschaftungsplanung festzulegen.

¹¹ Der Wert von 2,8 µg/l TN wird auf Grund einer gesamtökologischen Betrachtung der Eutrophierung des nordfriesischen Wattenmeeres als Minimalwert vorgeschlagen, unter der Annahme eines molaren Silikat-Gesamtstickstoffverhältnisses in Flüssen von 1:1 (Mitteilung van Beusekom 2011).

Die Ergebnisse laufender Meeresforschungsvorhaben und intensivierten Monitorings werden erst in einigen Jahren genauere und gegebenenfalls auch differenziertere Ableitungen ermöglichen, bei denen auch andere Einflussfaktoren wie z.B. Silikat Berücksichtigung finden. Das vorliegende Papier sollte dann entsprechend fortgeschrieben werden.

LITERATUR

Billen, G. & J. Garnier. 2007. River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Mar. Chem.*, 106: 148-160.

Brockmann, U., Topcu, D. & M. Schütt, 2007. Assessment of the eutrophication status of the German Bight according to the OSPAR Comprehensive Procedure, Hamburg, 2007, 54 pp + Figs.

Brockmann, U., D. Topcu (2008): Deduction of natural background concentrations and thresholds for chlorophyll *a* in the German Bight for NEA 1,2 and NEA 3,4. UBA-Report 26.11.08. (16 pp.)

Brockmann, U., D. Topcu, H. Lenhart, P. Nerge (submitted): Pristine and recent gradients and fluxes of nutrients in the North Sea, 21 pp.

Brockmann (2010), persönliche Mitteilung

Cadee, G.C. & J. Hegeman (1986): Seasonal and annual variation in *Phaeocystis pouchetii* (Haptophyceae) in the western inlet of the Wadden Sea during the 1973 to 1985 period. *Neth.J.Sea Res.* 20, 29-36

BLMP-AG WRRL (2007 unveröffentlicht) Handlungsempfehlungen zur Reduzierung der Belastungen durch Eutrophierung gemäß WRRL, OSPAR & HELCOM im Kontext einer europäischen Wasserpolitik.

Colijn, F., K.-J. Hesse, N. Ladwig & U. Tillmann, 2002. Effects of large-scale uncontrolled fertilisation process along the continental coastal North Sea. *Hydrobiologia* 484: 133-148.

Colijn, F. & G.C.Cadée, 2003. Is phytoplankton growth in the Wadden Sea light or nitrogen limited? *Journal Sea Research* 49: 83-93.

Dick, S., U.H. Brockmann, J.E.E. van Beusekom, B. Fabiszky, M. George, U. Hentschke, K.-J. Hesse, B. Mayer, TH. Nitz, TH. Pohlmann, K. Poremba, K. Schaumann, W. Schönfeld, A. Starke, U. Tillmann, G. Weide (1999): Exchange of matter and energy between the Wadden Sea and the coastal waters of the German Bight – Estimations based on numerical simulations and field measurements. *Dt.hydr.Z.* 51, 181-219

ENTSCHEIDUNG DER KOMMISSION vom 30. Oktober 2008 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (2008/915/EG), Amtsblatt der Europäischen Union vom 10.12.2008, Nr. L 332/20

Ernst Maier-Reimer, 1977: Residual Circulation in the North Sea due to the M₂-tide and Mean Annual Wind Stress. *Ocean Dynamics* 30: 69-80

Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe 2009 a): Hintergrundpapier zur Ableitung der überregionalen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Belastungsschwerpunkt Nährstoffe; veröffentlicht unter http://www.fgg-elbe.de/tl_fgg_neu/hintergrundinformationen.html

Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Weser 2009 b): EG-Wasserrahmenrichtlinie, Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe; veröffentlicht unter http://www.fgg-elbe.de/tl_fgg_neu/tl_files/Downloads/EG_WRRL/ber/bp/0911_Bewirtschaftungsplan.pdf

Flussgebietsgemeinschaft Weser (FGG Weser 2009 a): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der FGE Weser, veröffentlicht unter http://www.fgg-weser.de/agrum_ergebnis/index_neu.html

Flussgebietsgemeinschaft Weser (FGG Weser 2009 b): EG-Wasserrahmenrichtlinie, Bewirtschaftungsplan 2009 für die Flussgebietseinheit Weser (nach § 36b WHG). Hildesheim, 132pp. (23.11.2009) veröffentlicht unter http://www.fgg-weser.de/download_wrrl_dokumente.html

FGE Ems 2008, Die Ems, Entwurf des internationalen Bewirtschaftungsplans nach Artikel 13 Wasserrahmenrichtlinie für die Flussgebietseinheit Ems. Meppen, veröffentlicht unter <http://www.ems-eems.de/dokumente.0.html>

Gade, R. (2007): Eutrophierungsprobleme der Küstengewässer. Wasser und Abfall, H 6/2007, S. 16ff

Internationale Flussgebietseinheit Elbe (IKSE 2009): Internationaler Bewirtschaftungsplan für die Flussgebietseinheit nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG. veröffentlicht unter http://www.ikse-mkol.org/uploads/media/IKSE-Internationaler_Bewirtschaftungsplan_Elbe-Teil_A-Endfassung_01.pdf

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR 2009): International koordinierter Bewirtschaftungsplan für die internationale Flussgebietseinheit Rhein. veröffentlicht unter http://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/Dokumente_de/Bestandsaufnahme_Teilberichte/bwp_endversion-de_komplett.pdf

Lenhart, H.-J. & T. Pohlmann (1997): The ICES-boxes approach in relation to results of a North Sea circulation model. Tellus 49 A, 139-160

Lenhart, H., 2001. Effects of river nutrient load reduction on the eutrophication of the North Sea, simulated with the ecosystem model ERSEM. Senckenbergiana Maritima 31: 299-311.

Lenhart, H.-J., T. Pohlmann, V. Born (2003): Auswertung der Topographie und Flushing-Zeiten im Bereich der Deutschen Gewässer. Uni Hamburg, ZMK, I.f.Meereskunde, 50pp.

Lenhart, H.-J., D.K. Mills, H. Baretta-Bekker & S.M. van Leeuwen et al., 2010. Predicting the consequences of nutrient reduction on the eutrophication status of the North Sea. Journal Marine Systems 81: 148-170.

Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee, 2010 / 1, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) Hamburg und Rostock 2010, Sekretariat Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP), Nährstoffe im deutschen Wattenmeer und in der Deutschen Bucht, Nutrients in the German Wadden Sea and German Bight

MLUR (2009), Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für die Flussgebietseinheit Eider, veröffentlicht unter <http://www.wasser.sh/de/fachinformation/daten/aneider.html>

Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. , 2002: Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) as determined by water transparency in Danish coastal waters. - Estuaries 25: 1025-1032

NLWKN (2010), Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft Küsten- und Naturschutz persönliche Mitteilung

OSPAR Commission (2011), HASEC 11/6/1 Add. 3-E (L)

OSPAR (2007) Atmospheric Nitrogen in the OSPAR Convention Area in 1990 – 2004 (update 2007) London, 2007, OSPAR publication 344/2007

Otto, L., Zimmerman, J.T.F., Furnes, G.K., Mork, M., Saetre, R. & G. Becker, 1990. Review of the physical oceanography of the North Sea. Netherlands Journal of Sea Research 26: 161-238.

Pätsch, J. & H.-J. Lenhart (2011): Daily loads of nutrients, total alkalinity, dissolved inorganic carbon and dissolved organic carbon of the European continental rivers for the years 1977-2009. Berichte aus dem Zentrum für Meeres-und Klimaforschung, Reihe B: Ozeanographie 50

Peters, S.W.M., M. Eleveld, R.Pasterkamp, H. van der Woerd, M. Devolder, S. Jans, Y. Park, K.Ruddick, T. Block, C. Brockmann, R. Doerfer, H. Krasemann, R. Röttgers, W. Schönfeld, P.V. Jorgensen, G. Tilstone, V. Martinez-Vicente, G. Moore, K. Sorensen, J. Hokedal, T. M. Johnsen, E.R. Lomslund & E. Aas, 2005. Atlas of Chlorophyll-a concentration for the North Sea based on MERIS imagery of 2003, Edition 3.0, the product of the EC-FP5 REWAMP project.

Postma, H. (Editor), 1982, Hydrography of the Wadden sea: Movements and properties of water and particulate matter. Report 2 of the Wadden sea Working Group, Leiden

Reise, K. & I. Siebert, 1994. Mass occurrence of green algae in the German Wadden Sea. Deutsche Hydrographische Zeitschrift, Supplement 1: 171-180.

Skogen, M. D., H. Söiland & E. Svendsen, 2004. Effects of changing nutrient loads to the North Sea. Journal of Marine Systems 46: 23-38.

Smith, J.A., P.E. Damm, M.D. Skogen, R.A. Flather, J. Pätsch (1996): An investigation into the variability of circulation and transport on the north-west European shelf using three hydrodynamic models. Dt.hydr.Z. 48, 325- 347

Topcu, D., U. Brockmann, U. & U. Claussen, 2009. Relationship between eutrophication reference conditions and boundary settings considering OSPAR recommendations and the Water Framework Directive – examples from the German Bight. Hydrobiologia 629: 91-106.

Topcu, D., H. Behrendt, U. Brockmann & U. Claussen, 2011. Natural background concentrations of nutrients in the German Bight area (North Sea). Environmental Monitoring Assessment DOI 10.1007/s10661-010-1463-y

Topcu, D. and U. Brockmann (submitted): Decreases of nutrients in the North Sea and response by chlorophyll *a* during 1980-2005.

van Beusekom, J., U. Brockmann, M. Elbrächter, J. Pätsch & K. Wiltshire, 2003. Die Bedeutung und die Gefahr von Algenblüten in Wattenmeer und Nordsee. In : Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Lozan, J.L., E. Rachor, K.Reise, J. Sündermann & H. Von Westernhagen (eds) Wissenschaftlich Auswertungen Hamburg,182-192.

van Beusekom, J., P. Bot, J. Göbel, M. Hanslik, H.-J. Lenhart, J. Pätsch, L. Peperzak, T. Petenati & K. Reise, 2005. Eutrophication. In: K. Essink, C. Dettmann, H. Farke, K. Laursen, G. Lüerßen, H. Marencic, W. Wiersinga (Eds.), Wadden Sea Quality Status Report 2004 Wadden Sea Ecosystem (QSR 2004) No. 19-2005: 141-154.<http://www.waddensea-secretariat.org/QSR/chapters/QSR-05-eutrophication.pdf>

van Beusekom, J.E.E. (2008): Gesamtökologische Bewertung der Eutrophierungsbelastung des deutschen Wattenmeers. Gutachten, AWI Sylt, Mai 2008.

van Beusekom JEE, Bot P, Carstensen J, Goebel J, Lenhart H, Pätsch J, Petenati T, Raabe T, Reise K, Wetsteijn B (2009) Eutrophication. Thematic Report No. 6. In: Marencic H, de Vlas J (eds) Quality Status Report, WaddenSea Ecosystem (QSR 2009) No 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany [http://www.waddensea-secretariat.org/QSR-2009/06-Eutrophication-\(10-05-12\).pdf](http://www.waddensea-secretariat.org/QSR-2009/06-Eutrophication-(10-05-12).pdf)

WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments and des Rates vom 23.Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

Ergänzende Literatur

Behrend, H, M. Bach, M. Kunkel, D. opitz, W. Pagenkopf, G. Scholz and F. Wendland, 2003: Nutrient emissions into river basins of Germany on the basis of a harmonized procedure. - UBA-Texte **82/03**.

Brockmann, U.H., & K. Eberlein, 1986. River input of nutrients into the German Bight. In: Skreslet, S. (ed.). The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems, Berlin, Springer, 231 – 240.

Brockmann, U.H., 1994. Organic matter in the Elbe estuary. Netherland Journal of Aquatic Ecology 28: 371-381.

Brockmann, U., K. Viehweger, T. Raabe, S. Rick, H.-J. Rick, R. Heller & D. Topcu, 1999. Conversions of nutrients in the Elbe river plume during drift experiments in the German Bight during spring 1995 and summer 1994. Deutsche Hydrographische Zeitschrift 51: 293-312.

Brockmann, U. & D.Topcu, 2001. Nutrient atlas of the North Sea. UBA, Berlin, 64 pp., 404 figs, with CD-ROM.

Dethlefsen, V. & H. Von Westernhagen, 1983. Oxygen deficiency and effects on bottom fauna in the eastern German Bight 1982. Meeresforschung 30: 42-53.

HELCOM (2009): Eutrophication in the Baltic Sea, an integrated assessment oft he effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings 115 B, HELSINKI Comission, Helsinki.

Gerlach. S.A., 1990. Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht. Umweltbundesamt, Berichte 4/90, Erich Schmidt Verlag; Berlin.

OSPAR (2003) OSPAR Commission, 2003. 2003 strategies of the OSPAR Commission for the protection of the marine environment of the north-east Atlantic. Agreement 2003-21. OSPAR Commission, London

OSPAR (2005) Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. OSPAR, London, 2005-3.

OSPAR (2008). Second OSPAR integrated report on the Eutrophication Status of the OSPAR maritime area. OSPAR, London, 372/2008.

van Beusekom JEE, H. Fock, F. de Jong, S. Diel-Christiansen, B. Christiansen (2001) Wadden Sea specific eutrophication criteria. Wadden Sea Ecosystem 14:1-115

van Beusekom JEE, V. de Jonge (2002) Long-term changes in Wadden Sea nutrient cycles: importance of organic matter import from the North Sea. Hydrobiologia 475/476:185-194

GLOSSAR

Chlorophyll-a (Chl-a)	Das Chlorophyll (von griechisch χλωρός, <i>chlōrós</i> – hellgrün, frisch und φύλλον, <i>phýllon</i> – Blatt) oder Blattgrün bezeichnet eine Klasse natürlicher Farbstoffe, die von Organismen gebildet werden, die Photosynthese betreiben. Insbesondere Pflanzen erlangen ihre grüne Farbe durch Chlorophyllmoleküle. Die Bestimmung des Chlorophyllgehalts dient der Quantifizierung der Biomasse des Phytoplanktons.
DIN	Abkürzung für <i>dissolved inorganic nitrogen</i> - Gelöster anorganischer Stickstoff
euhalin	haline (von altgriech. <i>hāls</i> , Salz) Meerwasser mit einem Salzgehalt von mehr als 30 ‰. Man unterscheidet je nach Salzgehalt in oligohalin, mesohalin, euhalin, und polyhalin.
Euphotische Zone	obere, durchleuchtete Schicht des Wassers, in der effektive Photosynthese möglich ist und somit Pflanzen wachsen und Sauerstoff produzieren können (von Griechisch εὖ <i>eu</i> , „gut“, und φως <i>phōs</i> , Gen. φωτός <i>phōtos</i> „Licht“).

eutroph	(gr. eutrophein = gute Nahrung bekommen, prächtig gedeihen) nährstoffreich Die Klassifizierung des Trophiesystems basiert auf dem Gehalt an Nährstoff-Elementen (P, N, C, S). Man unterscheidet je nach dem Gehalt der Nährstoffe zwischen oligotroph, mesotroph, eutroph und hypertroph.
Interkalibrierung	Vergleich der Klassengrenzen des guten ökologischen Zustands der nationalen Methoden zur Gewässerbewertung. Die Interkalibrierung wird für Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer - beschränkt auf ausgewählte Gewässertypen - durchgeführt. Sie wird in so genannten Geographischen Interkalibrierungs-Gruppen (GIGs) vorgenommen. Sie wird von den Mitgliedstaaten der EU unter Förderung durch die Europäische Kommission als Teil der durch die Europäischen Wasserdirektoren beschlossenen Strategie ("CIS - Common Implementation Strategy") zur Umsetzung der WRRL realisiert.
Kieselalgen	Kieselalgen oder Diatomeen sind Bestandteil des Phytoplanktons. Ihren deutschen Trivialnamen verdanken die Kieselalgen der Zellhülle, die überwiegend aus Siliziumdioxid (Summenformel: SiO ₂) besteht, dem Anhydrid der Kieselsäure. Kieselalgen kommen hauptsächlich im Meer und in Süßgewässern planktisch oder benthisch vor, oder sie sind auf Steinen oder Wasserpflanzen angesiedelt.
NEA GIG	NEA – Abkürzung für die Bezeichnung der Ökoregion North East Atlantic - Nord Ost Atlantik. GIG – Abkürzung für Geographical Intercalibration-Group - Geographische Interkalibrierungs-Gruppe. Die Interkalibrierung wird in so genannten Geographischen Interkalibrierungs-Gruppen (GIGs) vorgenommen. Hierin sind größere Gebiete (z.B. Nord Ost Atlantik NEA) zusammengefasst, zu denen jeweils mehrere Mitgliedsstaaten mit ähnlichen Gewässertypen gehören (Mitgliedsstaaten NEA GIG: Deutschland, Niederlande, Belgien, Groß Britannien, Frankreich, Spanien, Portugal, Dänemark, Norwegen, Schweden).
<i>Phaeocystis globosa</i>	Schaumalge Diese bildet Kolonien von mehreren Hundert Zellen, die von einer klebrigen Gallerthülle umgeben und zusammengehalten werden. In den letzten Jahrzehnten kommen diese Algen, die bei uns seit dem späten 19. Jahrhundert dokumentiert sind, häufiger und in größeren Massen vor. Wenn die Algenzellen nach einigen Wochen Lebenszeit absterben, schlägt der Wind die klebrigen Schleimhüllen zu Schaum - ähnlich wie man Eiweiß zu Schaum schlagen kann. Die entstehenden Schaumberge sind zwar für den Menschen nicht gefährlich, aber die Algen riechen unangenehm, und der Schaum sieht nicht schön aus. Außerdem können die Schleimhüllen die Kiemen von Fischen, Miesmuscheln und anderen Meeresbewohnern verkleben und sie so töten (Quellen: Hanslik 1999, Lancelot et al 1987).
Phytoplankton	Das Phytoplankton ist eine nach WRRL zu beurteilende biologische Qualitätskomponente. Es ist Anzeiger für die Eutrophierung. Mit Phytoplankton (gr. φυτόν <i>phytón</i> = „Pflanze“; πλαγκτόν <i>planktón</i> ; wörtlich: „Pflanzen-Plankton“) wird das photoautotrophe Plankton, vor allem bestehend aus Kieselalgen (Bacillariophyta), Grünalgen, Goldalgen, Dinoflagellaten und Cyanobakterien (Blaualgen) bezeichnet.
polyhalin	haline (von altgriech. <i>hális</i> , Salz) Meerwasser mit einem Salzgehalt zwischen 18 ‰ und 30 ‰. Man unterscheidet je nach Salzgehalt zwischen oligohalin, mesohalin, euhalin und polyhalin.
pristin	ehemalig, früher
rezent	aktuell, soeben, kürzlich, frisch
Schwellenwert	Klassengrenze vom guten zum mäßigen Zustand in der Bewertungsskala nach WRRL
TN	Abkürzung für <i>total nitrogen</i> - Gesamtsstickstoff
TP	Abkürzung für <i>total phosphorus</i> - Gesamtsphosphor

ANHANG

Datenquellen zu Tabelle 4 / Abb. 18/ Abb. 19 (2001 – 2005)

Ostfriesland NEA 1/2		sal	TN	Chl-a Konzentration	Sichttiefe
NLWKN	FSK Küste	X	X		
	Dauerstat. Whv.	X	2001-4	X	
BSH	nur 3 Stat	X			
Ostfriesland NEA N3/4					
NLWKN	FSK Küste	X	X		
	Dauerstat. N'ney	X	2005	X	
RIKZ	N3 extra	X	X	X	X
Elbe, Weser NEA N3/4					
ARGE Elbe	Längsprofil	X	X	sporadisch	
WGE HH		X	X		
LANU	BLMP,AlgFes	X		X	
AWI	Uthörn-Schnitte	X			
NLWKN	FSK Küste	X	X		
FTZ	Büsum Mole	X	X	X	X
BSH	nur 5 Stat.	X			
Nordfriesland NEA 1/2					
AWI	Dauerstat. List	X		X	
LANU	BLMP,AlgFes	X		X	
DK	Wattenmeersek.	X	X	X	

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Restströmungen in der Nordsee (Ernst Maier-Reimer, 1977)	7
Abb. 2:	Satelliten-Aufnahme von Chl-a-Konzentration: REVAMP, April 2003, monatlicher Median (Peters et al., 2005)	8
Abb. 3:	TP-Frachten 1980 bis 2008 von Elbe, Weser, Ems (UBA-eigene Darstellung nach Angaben der Bundesländer für Berichterstattung OSPAR, Stand 2009)	9
Abb. 4:	TN-Frachten 1980 bis 2008 von Elbe, Weser, Ems (UBA-eigene Darstellung nach Angaben der Bundesländer für Berichterstattung OSPAR, Stand 2009)	10
Abb. 5:	Typisierung der Übergangs- und Küstengewässer und die Zuordnung der Wasserkörper gem. Beschluss der „Arbeitsgruppe WRRL“ des Bund/Länder-Messprogramms Meeresumwelt Nord- und Ostsee (BLMP-AG WRRL).	11
Abb.6:	Mittlere Salzgradienten an der Oberfläche in der Deutschen Bucht während der Wachstumsperiode 2001-2005 und mittlere Zonen der Flussfahnen (Brockmann & Topcu 2008)	12
Abb. 7:	Korrelation Nährstoffkonzentrationen in der Deutschen Bucht bezogen auf verschiedene Salzgehaltsbereiche	14
Abb. 8:	Konzentrationen von TN [$\mu\text{M/l}$] für die Flüsse gegen den Salzgehalt	15
Abb. 9:	Korrelationen zwischen Gesamtstickstoff (TN) [$\mu\text{M/l}$] und Chl-a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] in den Küstengewässertypen NEA 3/4 und NEA 1/2 (Brockmann & Topcu 2008)	16
Abb. 10:	Vergleich von Korrelationen zwischen TN [$\mu\text{M/l}$] und Chl-a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] in unterschiedlichen Meeresgebieten (Brockmann & Topcu 2009)	16
Abb. 11:	Korrelation zwischen den Stickstoffeinträgen durch Flüsse und den Sommer-Chl-a-Konzentrationen (Mittelwert Mai – September) für Sylt und Norderney (van Beusekom et al. 2009)	17
Abb. 12:	Korrelationen zwischen TN [mg/l] und Sichttiefen [m], Nordsee, Sommer 2003 und 2004	18
Abb. 13:	Korrelation zwischen gemessener und berechneter Sichttiefe [m]	19
Abb. 14:	Wassertiefe [m] und 2001 – 2005 erfasste Seegrasflächen	20
Abb. 15:	Jahresgang der Phytoplankton-Biomasse, des Nitrats und des gelösten Silikats in 2005. Zeitreihe der Wattenmeerstation Sylt (van Beusekom 2008)	21
Abb. 16:	90%-Perzentile der Chlorophyll-a-Konzentrationen der Jahre 1996 bis 2009 an der Dauerstation Norderney. Die rote Linie verdeutlicht die mittlere Chlorophyll-a-Konzentration über alle Jahre. Die Probenahme erfolgte wöchentlich (NLWKN 2010)	22
Abb. 17:	Abweichungen der jährlichen Chlorophyll-a Konzentrationen (90%-Perzentil) vom mittleren Wert (rote Linie bzw. Nulllinie) der Jahre 1996 bis 2009 (NLWKN 2010)	23
Abb. 18:	Mittlere (2001-2005) Oberflächengradienten von TN [mg/l] in der Deutschen Bucht (Brockmann & Topcu 2008)	23
Abb. 19:	Mittlere (2001-2005) Chlorophyll- a-Gradienten (90%-Perzentile) während der Wachstumsperiode (März bis Oktober) in der Deutschen Bucht (Brockmann & Topcu 2008)	24
Abb. 20:	Vereinfachte Abbildung des Stofffrachtaustausches in einem Küstenwasserkörper	27
Abb. 21:	Vereinfachte Abbildung der Wasser- und Stoffaustauschverhältnisse zwischen den Betrachtungsräumen in der deutschen Nordsee	29
Abb. 22:	Austauschzeiten in der deutschen Bucht nach Lenhart (2003)	31
Abb. 23:	Prinzipiskizze grenzüberschreitender Nährstoffim- und -export in der Deutschen Bucht (nach Brockmann et al. 2007)	33
Abb. 24:	Pfadbezogene Reduzierungen der Stickstoffeinträge in der FGE Weser	35
Abb. 25:	Bandbreite in der Berechnung der Frachtraten im Küstengewässer bei einer Unschärfe der Austauschzeiten nach Lenhart et al. von $\pm 50\%$ im Verhältnis zur Frachtrate des Flusses (Beispiel Ems)	40

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Mittlere Flusseinträge 2001-2005 (Pätsch & Lenhardt 2011)	8
Tab. 2:	Atmosphärische Stickstoffeinträge bezogen auf Flächenanteile der einzelnen Gebiete	9
Tab. 3:	Vergleich der Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen der aus Deutschland in die Nordsee entwässernden Flussgebietseinheiten und Einschätzung der notwendigen sowie erreichbaren Ziele (IKSR 2009, FGE Ems 2009, FGG Weser 2009 b, FGG Elbe 2009 b, MLUR 2009)	13
Tab. 4:	Reduktionsbetrachtungen	25
Tab. 5:	Berechnung der TN-Konzentrationen und Vergleich mit den Messwerten nach Brockmann & Topcu 2008	31
Tab. 6:	Reduktion der TN-Konzentrationen nach Szenario 1	36
Tab. 7:	Reduktion der TN-Konzentrationen nach Szenario 2	37
Tab. 8:	Reduktion der TN-Konzentrationen nach Szenario 3	38
Tab. 9:	Wirkung unterschiedlicher Szenarien	38