

Harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll-a in den deutschen Küstengewässern der Ostsee sowie Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Einträge über die Gewässer

Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, der Helsinki-Konvention und des Göteborg-Protokolls



Impressum

Herausgeber:

Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Robert-Schuman-Platz 3

53175 Bonn

Verabschiedet auf der 8. Sitzung des Koordinierungsrates Meeresschutz am 13.10.2014 und der 6. Sitzung des BLANO am 19.11.2014.

Stand: 6. Oktober 2014

Vorgelegt von der Ad-hoc-Arbeitsgruppe „Nährstoffreduktionsziele u. Eutrophierung Ostsee“.

Mitglieder:

Mario von Weber (Leitung), Marina Carstens, Alexander Bachor, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Güstrow

Thorkild Petenati, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), Flintbek

Britta Knepfelkamp, Michael Trepel, Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (MELUR), Kiel

Wera Leujak, Umweltbundesamt (UBA)

Gerald Schernewski, René Friedland, Günther Nausch, Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW)

Mitarbeit:

Dennis Gräwe, Stefanie Prange, Franka Koch, LUNG

Thomas Neumann, Norbert Wasmund, IOW

Ulrike Hirt, Projektträger Jülich, Geschäftsbereich Nachhaltigkeit und Klima Fachbereich Klimaschutz (UMW 3) Forschungszentrum Jülich GmbH

Mathias Gadegast, Judith Mahnkopf, Lukas Czudowski, Ute Mischke, Markus Venohr, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

Claudia Heidecke, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Braunschweig

Uwe Brockmann (im Auftrag des Umweltbundesamtes), Universität Hamburg

Titelbild: Blaualge *Anabaena spiroides*, Pommersche Bucht (Gabriele Hanke, LUNG)



Bund-Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee

Mit Inkrafttreten des „Verwaltungsabkommen für die Zusammenarbeit von Bund und Ländern zum Meeresschutz insbesondere zur Umsetzung der Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, MSRL)“ vom 30. März 2012 sind die zuständigen Ressorts des Bundes und der Länder Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein übereingekommen, für die Zusammenarbeit bei der Überwachung der Meeresumwelt von Nord- und Ostsee einen Bund/Länder-Ausschuss für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLANO) zu bilden.



Mitglieder des BLANO sind:

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (federführend)

Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

die Freie Hansestadt Bremen, vertreten durch den Senator für Umwelt, Bau, Verkehr und Europa

die Freie Hansestadt Hamburg, vertreten durch die Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt

das Land Mecklenburg-Vorpommern, vertreten durch das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz

das Land Niedersachsen, vertreten durch das Niedersächsische Ministerium für Umwelt und Klimaschutz

das Land Schleswig-Holstein, vertreten durch das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume

Inhaltsverzeichnis

0	Veranlassung	4
1	Einführung.....	6
1.1	Wesentliche Merkmale der Ostsee.....	6
1.1.1	Beschreibung der Ostsee	6
1.1.2	Beschreibung des deutschen Einzugsgebiets.....	6
1.1.3	Beschreibung der Küstengewässertypen.....	7
2	Gegenwärtiger Stand	9
2.1	Eutrophierungserscheinungen in der Ostsee – Effekte und Ursachen der Nährstoffbelastung.....	9
2.1.1	Was ist Eutrophierung und welche Effekte treten auf?.....	9
2.1.2	Warum reagiert die Ostsee empfindlich auf Nährstoffbelastung?.....	15
2.1.3	Ursachen der Nährstoffbelastungen	15
2.2	Bisheriger wissenschaftlicher Ansatz zur Ableitung von Hintergrund- und Orientierungswerten unter der WRRL.....	21
2.3	Überblick über die bisherigen Hintergrund- und Orientierungswerte.....	24
2.4	Aktuelle Abweichungen von den bisherigen Orientierungswerten	26
2.5	Bisher durchgeführte Maßnahmen	28
2.5.1	Punktquellen.....	28
2.5.2	Diffuse Quellen	29
2.5.3	Trends bei den Nährstoffeinträgen.....	30
3	Neuer wissenschaftlicher Ansatz.....	33
3.1	Anforderung an den überarbeiteten wissenschaftlichen Ansatz	33
3.2	Modellierung der Referenzsituation für die deutschen Ostsee-Einzugsgebiete	34
3.3	Vorschlag für neue Hintergrund- und Orientierungswerte für die deutsche Ostsee.....	43
3.3.1	Vorschlag für die Konzentrationen von Chlorophyll-a, Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor.....	43
3.3.2	Vorschlag für die Winterkonzentration von gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN) bzw. Phosphor (DIP)	48
3.4	Schwächen des Modellansatzes	50
3.5	Ableitung von Bewirtschaftungszielwerten und Nährstoffreduktionszielen für die Ostseezuflüsse	53
3.6	Aktuelle Abweichungen von den neuen Orientierungswerten.....	57
4	Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse und Empfehlungen.....	61
	Literatur.....	67
	Danksagung	76
	Glossar	77
	Abbildungsverzeichnis.....	80
	Tabellenverzeichnis	82
	Anhangsverzeichnis	83
	Anhang	84

0 Veranlassung

Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat auf ihrer 136. Vollversammlung am 15./16. September 2008 in Berlin darum gebeten, das „Konzept zur Festlegung der Bewirtschaftungsziele 2015 für die Verminderung der Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern“ für den zweiten Bewirtschaftungszeitraum der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EG 2000) fortzuschreiben.

Im Jahr 2011 hat die ARGE BLMP Nord- und Ostsee das „Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie“ (ARGE BLMP 2011) verabschiedet. Dieses enthält Vorschläge für einheitliche Bewertungsverfahren und Nährstoffreduzierungsziele mit einem meeresökologisch abgeleiteten Zielwert von 2,8 mg/l Gesamt-Stickstoff am Übergabepunkt limnisch-marin für alle in die Nordsee mündenden Flüsse. Dieser Wert geht als Bewirtschaftungsziel in die Bewirtschaftungsplanung des zweiten Bewirtschaftungszeitraumes ein. Ähnliche Vorgaben stehen für die Ostsee noch aus.

Aus dem Jahr 2007 liegt das Fachpapier der BLMP-AG „Wasserrahmenrichtlinie“ mit dem Titel „Eutrophierung in den deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee - Handlungsempfehlungen zur Reduzierung der Belastung durch Eutrophierung gemäß WRRL, OSPAR u. HELCOM im Kontext einer Europäischen Wasserpolitik“ vor (BLMP AG WRRL 2007), in dem u. a. Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe der Übergangs- und Küstengewässertypen in Nord- und Ostsee angegeben sind. Diese Werte haben Eingang in die „Rahmenkonzeption Monitoring der LAWA, Teil B“ (LAWA 2007) gefunden. In die Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer wurden 2011 die Hintergrundwerte übernommen (OGewV 2011).

Die Anforderungen und Umsetzungsprozesse der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) sowie des Ostseeaktionsplans der Helsinki-Kommission sind bisher in keinem der genannten Fachpapiere berücksichtigt.

Den sich daraus ergebenden Handlungsbedarf hat der Koordinierungsrat Meeresschutz des Bund/Länder-Ausschusses Nord- und Ostsee auf seiner 2. Sitzung am 28.08.2012 in folgende Beschlüsse gefasst:

- 1) *Der Koordinierungsrat hält die Zusammenstellung und anschließende nationale Prüfung bestehender Nährstoffreduktionsziele für die Umsetzung der MSRL in der Nord- und Ostsee für notwendig. Es gilt innerhalb der Meeresregionen zu prüfen, inwieweit diese Ziele ausreichen, um den GES (Guten Umweltzustand) zu erreichen.*
- 2) *Der Koordinierungsrat hält - sofern noch nicht vorhanden - die Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen für die in die Ostsee einmündenden Flüsse für die Umsetzung der WRRL für notwendig.*
- 3) *Der Koordinierungsrat weist darauf hin, dass die Nährstoffreduktionsziele für WRRL und MSRL widerspruchsfrei sein müssen.*
- 4) *Der Koordinierungsrat bittet die Ad-hoc-AG „Nährstoffe und Plankton“, ggf. mit Hilfe einer kleinen Ad-hoc-Unter-AG,*
 - a) *mit Blick auf die Umsetzung der MSRL und der WRRL zu prüfen, ob eine Anpassung der Referenzwerte für Nährstoffe in den Übergangs- und Küstengewässertypen (s. o.g. BLMP-Bericht aus dem Jahr 2007 und OGewV, Anlage 6, Tab. 1.3) erforderlich ist und wie die Orientierungswerte festzulegen sind, und bittet um Vorlage der Prüfungsergebnisse an den Koordinierungsrat zur Diskussion und Beschlussfassung,*
 - b) *mit Vertretern der Küstenländer, des UBA, des IOW und ggf. einer LAWA-Vertretung eine fachliche Ableitung und Bewertung vorzulegen für Nährstoffreduktionsziele für*

die in die Ostsee einmündenden Flüsse bzw. inneren Küstengewässer und ggf. Anpassungen bestehender Reduktionsziele für die Nord- und Ostsee, soweit dies erforderlich ist, um den GES zu erreichen, und diese dem Koordinierungsrat zur Diskussion und Beschlussfassung vorzulegen.

Im November 2012 wurde die Ad-hoc-Arbeitsgruppe „Nährstoffreduktionsziele und Eutrophierung Ostsee“ unter der Leitung Mecklenburg-Vorpommerns gegründet, um die Beschlüsse umzusetzen.

1 Einführung

1.1 Wesentliche Merkmale der Ostsee

1.1.1 Beschreibung der Ostsee

Insgesamt umfasst die Ostsee eine Fläche von 415.000 km² mit einer durchschnittlichen Tiefe von 52 m (Jensen & Müller-Navarra 2008). Aufgrund ihres geringen Salzgehalts ist die Ostsee ein Brackwassermeer. Ihr Salzgehalt ist insbesondere durch den hohen Süßwasser-eintrag über Flüsse geprägt und zeigt einen starken Ost-West-Gradienten mit Oberflächen-Salzgehalten¹ kleiner 2 in der Bottenwiek und im östlichen Finnischen Meerbusen sowie Werten über 30 im Übergangsbereich zur salzreichen Nordsee. Das Einzugsgebiet der gesamten Ostsee umfasst 1.727.770 km². Der größte Anteil entfällt davon auf Schweden (25,6 %).

Der deutsche Teil der Ostsee grenzt an die Küstenländer Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern und gehört nach HELCOM (2010) zu den Unterbereichen „Arkonasee“ und „Bornholmbecken“ (und damit zum Gebiet der sogenannten Baltic Proper, der zentralen Ostsee), im westlichen Teil zu den Unterbereichen „Mecklenburger Bucht“, „Kieler Bucht“ und „Kleiner Belt“ (und damit zum Gebiet der „Danish Straits“ entsprechend einer anderen, stärker aggregierten Beckeneinteilung nach HELCOM). Das deutsche Küstenmeer hat eine Größe von ca. 11.000 km². Seewärts grenzt das Küstenmeer (12-Seemeilen-Zone) an die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ). Die AWZ ist aufgrund des insgesamt kleinräumigen Meeresbereichs oftmals nur wenige Seemeilen breit und hat eine Fläche von insgesamt ca. 4.500 km² (BSH 2009). Die deutsche Ostsee wird durch die AWZ von Dänemark, Schweden und Polen begrenzt.

1.1.2 Beschreibung des deutschen Einzugsgebiets

Das deutsche Ostsee-Einzugsgebiet hat eine Fläche von ungefähr 28.600 km² (1,7 % des Ostsee-Einzugsgebietes), von der 18.200 km² in die zentrale Ostsee, 10.400 km² in die westliche Ostsee einleiten. Vom Gesamteinzugsgebiet entfallen etwa 60 % auf das Land Mecklenburg-Vorpommern, 18 % auf Schleswig-Holstein und 22 % auf die Länder Brandenburg und Sachsen.

Der Zustrom von Süßwasser aus dem deutschen Einzugsgebiet (EZG) resultiert aus einer Vielzahl von kleinen Flüssen und Gräben, ist jedoch mit einem langjährigen Mittel von etwa 5,3 km³ nur gering. Von diesem Wasserzustrom entfallen 3,3 km³ auf das Land Mecklenburg-Vorpommern. Zu den größten Flüssen im deutschen Ostsee-Einzugsgebiet gehören die Peene (EZG: 5.109 km²), Warnow (3.018 km²), Trave (2.665 km²), Uecker (2.401 km²) und Schwentine (714 km²).

Der Wassereintrag der Oder, die über mehr als 200 km als Grenzfluss zwischen Deutschland und Polen verläuft und von polnischem Gebiet in die Ostsee mündet, ist deutlich größer. Das Gesamteinzugsgebiet der Oder umfasst eine Fläche von 118.861 km². Davon entfallen 106.821 km² auf die Republik Polen, 6.453 km² befinden sich in den Grenzen der tschechischen Republik und 5.587 km² (4,7 %) in den Grenzen der Bundesrepublik Deutschland (HELCOM 2011). Rund 15 % des Oderwassers fließen an der deutsch-polnischen Grenze über das Kleine Haff und den Peenestrom direkt in den deutschen Teil der Ostsee.

Das Land im Gesamt-Einzugsgebiet der Ostsee ist durch eine variierende Bevölkerungsdichte zwischen einer sehr dünnen Besiedlung im Einzugsgebiet an der Bottenwiek und Bottnischen See sowie 86 bzw. 159 Einwohnern/km² an der zentralen Ostsee bzw. der westlichen Ostsee geprägt. Im Einzugsgebiet der deutschen Ostsee leben bei einer Bevölkerungsdichte von 108 Einwohnern/km² insgesamt 1,3 Millionen in Mecklenburg-Vorpommern, 1,1 Millionen in Schleswig-Holstein und 0,9 Millionen in Brandenburg und Sachsen. Der

¹ Der Salzgehalt wird standardgemäß ohne Einheit angegeben („2“ entspricht 2 g Salz pro kg).

größte Anteil der Einwohner lebt in den großen Städten Rostock, Schwerin, Neubrandenburg, Stralsund, Greifswald, Kiel, Lübeck, Flensburg und Schleswig.

Die Nutzung des deutschen Einzugsgebiets wird von landwirtschaftlicher Fläche dominiert (72 %). Zudem werden 15 % von Wald und 4 % von Gewässerflächen bedeckt, während weitere 4 % bebaut sind (HELCOM 2011).

1.1.3 Beschreibung der Küstengewässertypen

Im Rahmen der Umsetzung der WRRL wurde das deutsche Küstenmeer der Ostsee in verschiedene Typen von Oberflächenwasserkörpern unterteilt. Dies erfolgte anhand der in Anhang II (1.2) der WRRL gelisteten physikalisch-chemischen Parameter, wie geographische Lage und Salzgehalt sowie optional durch die Zusammensetzung des Substrats und die jahreszeitliche Schichtung. Ausschlaggebendes Kriterium für die Differenzierung der Küstengewässer war jedoch der Salzgehalt (Reimers 2005). Durch Anwendung des in Anhang II der WRRL beschriebenen Systems B und unter Berücksichtigung der Empfehlungen der CIS-Arbeitsgruppe 2.4 (CIS 2003) wurden für die deutschen Küstengewässer der Ostsee Gewässertypen festgelegt und Wasserkörper als kleinste Bewertungs- und Bewirtschaftungseinheit ausgewiesen (Abb. 1). Insgesamt wurden vier Gewässertypen ausgewiesen:

- zwei Typen der inneren Küstengewässer (Bodden, Haffe, Förden, Buchten):
 - Typ B1** oligohalines inneres Küstengewässer
 - Typ B2** mesohalines inneres Küstengewässer
- ein Typ an der gesamten deutschen Außenküste:
 - Typ B3** mesohalines offenes Küstengewässer
- ein Typ für das der Außenküste vorgelagerte tiefere Wasser der Ostsee, das aufgrund des Vorhandenseins einer Sprungschicht über längere Abschnitte des Jahres eine eigenständige physikalische und chemische Charakteristik besitzt:
 - Typ B4** meso-polyhalines offenes Küstengewässer, saisonal geschichtet

Aufgrund des Salzgehaltsgradienten entlang der deutschen Ostseeküste muss in Bezug auf abiotische Parameter und deren Zielwerte bei einigen Typen noch nach Subtypen differenziert werden (Tab. 1).

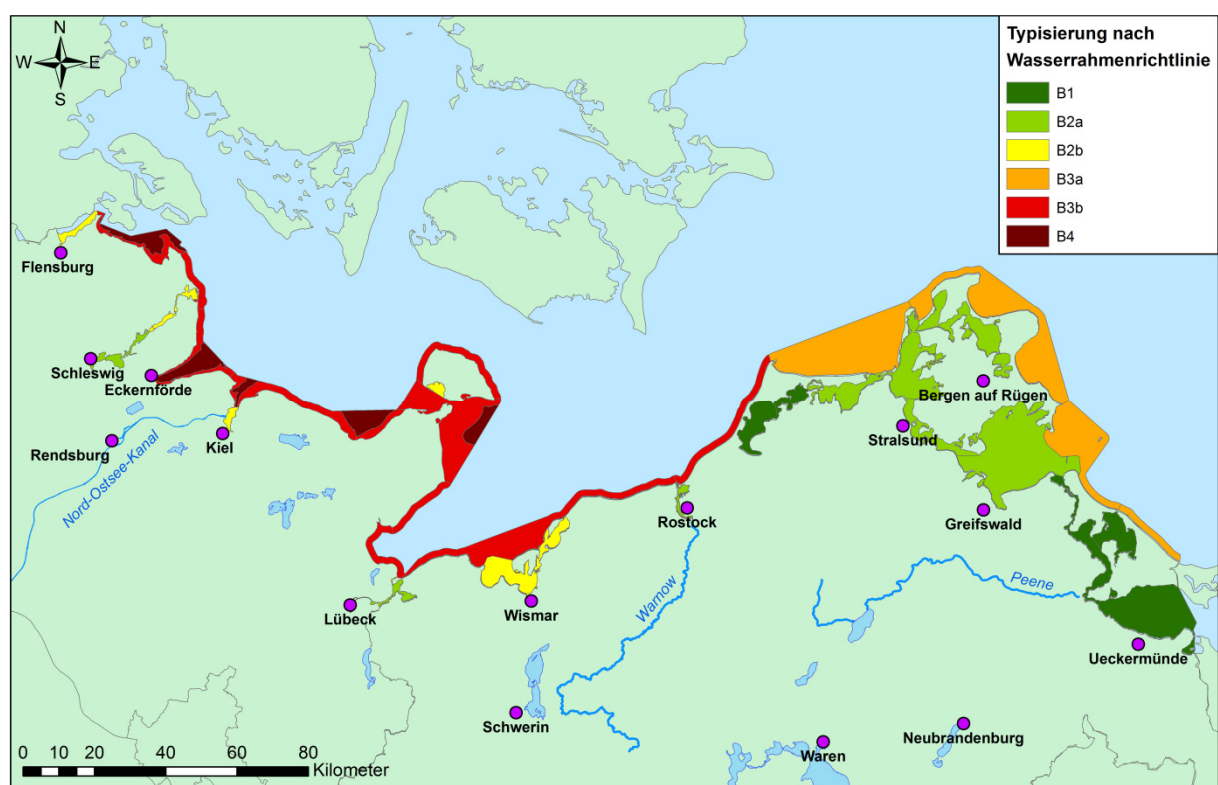


Abb. 1: Verteilung der Küstengewässertypen in den deutschen Ostsee-Küstengewässern nach Wasserrahmenrichtlinie auf der Basis der Wasserkörper

Tab. 1: Küstengewässertypen der deutschen Ostsee-Küstengewässer nach Wasserrahmenrichtlinie und ihre weitere Differenzierung aufgrund des Salzgehalts sowie ihr Vorkommen in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern (M-V) und Schleswig-Holstein (S-H)

Typ/Subtyp	Salzgehalt	Anzahl Wasserkörper		
		M-V	S-H	Gesamt
B1	0,5-5	5	0	5
B2/B2a	5-10	7	4	11
B2/B2b	> 10-18	3	5	8
B3/B3a	5-10	4	0	4
B3/B3b	> 10-18	2	10	12
B4	10-30	0	5	5
Summe		21	24	45

2 Gegenwärtiger Stand

2.1 Eutrophierungserscheinungen in der Ostsee – Effekte und Ursachen der Nährstoffbelastung

Die Eutrophierungsproblematik in der Ostsee äußert sich u. a. in verringerten Sichttiefen, erhöhter Phytoplanktonbiomasse und Sauerstoffmangelerscheinungen und wird in den inneren (Förden, Bodden, Haffe) und äußeren Küstengewässern der deutschen Ostsee besonders deutlich (Nausch et al. 2011, Wasmund et al. 2011a). Dies führte auch zum Verfehlen des guten ökologischen Zustands nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in fast allen Wasserkörpern (Ausnahme: Orther Bucht) (Voß et al. 2010). Auch ist die gesamte deutsche Ostsee nach wie vor als „gefährdetes Gebiet“ (Eutrophierungsproblemgebiet) nach EU-Nitratrichtlinie eingestuft.

Die Eutrophierungsproblematik ist aber nicht nur in deutschen Gewässern, sondern in der gesamten Ostsee ausgeprägt. Von der durch übermäßige Nährstoffeinträge hervorgerufenen Eutrophierung waren nach HELCOM (2010) nur der Bottnische Meerbusen und nordöstliche Bereiche des Kattegat ausgenommen, alle übrigen Gebiete wurden als eutrophiert eingestuft. Nach der neuesten Eutrophierungsbewertung, die 2013 mit gegenüber 2010 veränderter Methodik durchgeführt wurde, ist kein Gebiet der offenen Ostsee (> Basislinie + 1 Seemeile) im guten Umweltzustand in Bezug auf Eutrophierung (HELCOM 2014). Nur eine kleine Anzahl küstennaher Wasserkörper befindet sich in einem guten Zustand, wobei hier die ökologische Zustandsbewertung nach WRRL als Bewertungsgrundlage diente.

2.1.1 Was ist Eutrophierung und welche Effekte treten auf?

Der Prozess einer natürlich oder anthropogen bedingten Nährstoffanreicherung im Gewässer wird als Eutrophierung (griech. *eutrophein* = gute Nahrung bekommen, prächtig gedeihen) bezeichnet (BLMP AG WRRL 2007, HELCOM 2006). Eine andere gebräuchliche Definition für Eutrophierung, wie sie im Rahmen der Arbeiten der OSLO-PARIS-Konvention zum Schutz des Nordost-Atlantiks (OSPAR) und der Europäischen Union genutzt wird, lautet in deutscher Übersetzung sinngemäß (BLMP AG WRRL 2007, HELCOM 2006):

Eutrophierung bedeutet die durch menschliche Aktivitäten verursachte Anreicherung des Wassers mit Nährstoffen (insbesondere Stickstoff und/oder Phosphor), die in der Folge durch verstärktes Wachstum von Algen und höheren Formen pflanzlichen Lebens eine unerwünschte Störung der im Gewässer zu findenden Lebensgemeinschaft sowie der Qualität des Gewässers bewirken.

HELCOM liefert keine konkrete Definition des Begriffs Eutrophierung, benutzt ihn jedoch im Sinne obiger Definition und weist darauf hin, dass in manchen Regionen der Ostsee auch der Eintrag organischer Substanzen, repräsentiert durch organischen Kohlenstoff, zur Eutrophierung beitragen kann (HELCOM 2006).

Infolge einer solchen „Überdüngung“ des Meeres kommt es zu Veränderungen in der Struktur und Funktion des gesamten marinen Ökosystems und zu einer Verringerung seiner Stabilität (HELCOM 2009). Eutrophierungseffekte zeigen sich häufig als erstes in einem Anstieg der Nährstoffkonzentrationen, der unabhängig von natürlichen Schwankungen von Abfluss und Niederschlägen zu beobachten ist und ein verstärktes Algenwachstum zur Folge hat (HELCOM 2009), da das Ausmaß der pflanzlichen Produktion wesentlich von der Verfügbarkeit der Nährstoffe für die Pflanzen abhängt. Es kommt zu einer verstärkten Vermehrung des Phytoplanktons („Blüte“), die zeitweise eine hohe Trübung des Wassers hervorrufen kann (Wasmund et al. 2011a). Auch die Entwicklung von opportunistischen Grün- und anderen Makroalgen und Epibionten wird erheblich begünstigt (Reise & Siebert 1994, in ARGE BLMP 2011; Raffaelli et al. 1998; Korpinen et al. 2007; Schubert & Schories 2008), was zu Lasten der Entwicklung mehrjähriger Makroalgen (z. B. Blasentang) gehen und auch die benthische Fauna beeinträchtigen kann. Die durch das verstärkte Phytoplanktonwachstum hervorgerufene Trübung führt zu einer Einschränkung des Lichtklimas, d. h. zu einer Verminderung der

durchleuchteten Wassertiefe und damit zu einer Einschränkung des Lebensraumes von Wasserpflanzen (Makrophyten), die für die Entwicklung zahlreicher Organismen eine Schlüsselfunktion haben. Dies zeigt sich unter anderem in einem Rückgang der Seegraswiesen und der verringerten Tiefengrenze von Makroalgen in der Ostsee (HELCOM 2009; Wasmund et al. 2011a). Bei geeigneten klimatischen oder hydrographischen Bedingungen (Auftreten geschichteter Wassermassen) kann infolge des bakteriellen Abbaus abgesunkener und abgestorbener Organismen (u. a. von Phytoplanktonblüten) Sauerstoffmangel am Meeresboden eintreten. Dieser Mangel kann zum Massensterben von bodenlebenden Organismen und auch Fischen führen (ARGE BLMP 2011, BLMP AG WRRL 2007, HELCOM 2003, Wasmund et al. 2011a). Sauerstoffmangelerscheinungen im bodennahen Wasser treten vor allem in Gebieten mit einer stabilen thermohalinen Schichtung auf und sind daher im Spätsommer und Frühherbst in der westlichen Ostsee häufig zu beobachten (u. a. LLUR 2010, 2012; LUNG 2004, 2008, 2013a) und auch typisch für die tiefen Becken der Ostsee, in denen nur sporadisch ein Wasseraustausch erfolgt. Allerdings werden auch küstennah zunehmend Gebiete mit saisonalem Sauerstoffmangel beobachtet (Conley et al. 2011). Unter Sauerstoffabschluss setzen die Sedimente bedeutende Mengen saisonal oder über viele Jahrzehnte eingetragenen Phosphors frei (HELCOM 2009), was die Eutrophierung weiter verstärkt („interne Düngung“; Bachor 2005a, 2005b).

Veränderungen in den Nährstoffverhältnissen und ihre Folgewirkungen

Ein anderer Eutrophierungseffekt ist die Veränderung des Verhältnisses zwischen gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN) und gelöstem anorganischen Phosphor (DIP) im Meerwasser. Das für das Phytoplanktonwachstum optimale molare Verhältnis von Stickstoff (N) zu Phosphor (P) beträgt 16:1 (sogenanntes Redfield-Verhältnis: C:N:P = 106:16:1; Redfield et al. 1963). Ein erheblich niedrigeres N/P-Verhältnis deutet auf eine mögliche Stickstoff-Limitierung der Phytoplankton-Primärproduktion hin, während ein höheres N/P-Verhältnis für eine mögliche Phosphor-Limitierung spricht (HELCOM 2009). Bei Stickstofflimitierung sind Blaualgen im Vorteil, da sie Luftstickstoff binden und nutzen können, so dass die Entstehung von Blaualgenblüten begünstigt wird. Abweichungen vom Redfield-Verhältnis können damit die Primärproduktion, die Artenzusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons und über diese Faktoren das gesamte Nahrungsnetz beeinflussen (HELCOM 2009). Aufgrund der in den meisten Gebieten der offenen Ostsee vorliegenden Stickstofflimitierung (Wasmund & Siegel 2008) ist die Bildung von Blaualgenblüten typisch für die Ostsee. Die Intensität und Häufigkeit des Auftretens dieser Blütenereignisse wird durch die Nährstoffeinträge über Flüsse und Atmosphäre sowie die Freisetzung von Phosphat aus anoxischem Tiefenwasser und Sedimenten verstärkt (u. a. Wasmund & Siegel 2008, Lukawska-Matuszewska & Burska 2011, Conley 2012). Gleichzeitig führt die Stickstofffixierung durch die Blaualgen zu zusätzlichen N-Einträgen in die Ostsee, die in manchen Gebieten, z. B. im Finnischen Meerbusen, den Erfolg von Maßnahmen zur Reduktion der landseitigen Nährstoffeinträge beeinträchtigen (Gustafsson & Mörth 2014).

Während in Süßwassersystemen in der Regel Phosphor der limitierende Nährstoff für das Algenwachstum ist, übernimmt in marinen Systemen Stickstoff diese Rolle, wenn auch weniger deutlich als Phosphor im Süßwasser (BLMP AG WRRL 2007). In ästuarinen bzw. Brackwassersystemen sind die Verhältnisse jedoch komplizierter. Es können z. B. Verschiebungen von P-Limitierung im Frühjahr zu N-Limitierung im Sommer auftreten (BLMP AG WRRL 2007). Dies ist z. B. auch im Küstenwasser der Nordsee der Fall (P-Limitierung im Frühjahr, für Kieselalgen ko-limitiert durch Silikat; BLMP AG WRRL 2007). Daher beträgt auch in der Ostsee, die ein Brackwassersystem darstellt, das N/P-Verhältnis nicht in allen Gebieten gleichermaßen 16:1. In den küstenfernen Bereichen der zentralen Ostsee (Arkona-See, Bornholm-Becken und Gotlandbecken) liegt das N/P-Verhältnis im Oberflächenwasser im Winter bei etwa 7-9:1 (Nehring 1996 in Nausch et al. 2008), dabei in der Arkona-See im Mittel der Jahre 1990-2000 bei 9,2 (Spannweite 7,1-12,5; Matthäus et al. 2001 in Nausch et al. 2008). In der durch höhere Salzgehalte geprägten westlichen Ostsee liegt das N/P-Verhältnis nur leicht unter 16 (Bodungen 1986 in Wasmund & Siegel 2008), in den großen

Ästuaren der Ostsee und in der stark ausgesüßten Bottenwiek dagegen weit über 16 (Granéli et al. 1990, HELCOM 2002, in Wasmund & Siegel 2008).

Remineralisations- und Rücklösungsprozesse verkomplizieren die Situation weiter. In den flachen Küstengewässern wird ein bedeutender Teil des über Flüsse eingetragenen Stickstoffs zu Luftstickstoff denitrifiziert. Modellrechnungen zeigen, dass in der Pommerschen Bucht ca. die Hälfte des über die Oder eingetragenen Stickstoffs bereits in der Nähe der Odermündung denitrifiziert wird, wodurch ein starker N/P-Gradient mit hohen Werten im Flussmündungsbereich und niedrigen Werten in der zentralen Ostsee entsteht (Neumann 2007). In Mündungsnähe ist daher eine Phosphorlimitierung der Phytoplanktonentwicklung zu erwarten, die mit zunehmender Entfernung von der Küste in eine N-Limitierung übergeht. Im Bornholm-Becken ebenso wie in anderen küstenfernen Bereichen der zentralen Ostsee liegt daher aufgrund der dort vorherrschenden niedrigen N/P-Verhältnisse eine Stickstofflimitierung der Frühjahrs-Phytoplanktonblüte vor. Der noch im Überschuss vorhandene Phosphor wird zumeist erst Anfang Juli und damit vor Beginn der Blaualgenblüten aufgebraucht (Nausch et al. 2008).

Für die zentrale Ostsee ist festzustellen, dass das N/P-Verhältnis bereits Ende der 1950er Jahre zwischen 7 und 10 lag und sich dort in den vergangenen 100 Jahren aufgrund der hydrographischen Verhältnisse (stabile Salzgehaltsschichtung mit Denitrifikation im sauerstoffarmen oder -freien Wasser unterhalb der Halokline und daraus resultierendem Verlust anorganischer Stickstoffkomponenten durch Umsetzung zu Luftstickstoff) nicht drastisch verändert haben dürfte (Nausch et al. 2008). Allerdings lassen Sedimentkernuntersuchungen vermuten, dass vor 1850 das hydrographische Regime in der Ostsee anders war (Hille 2005 in Nausch et al. 2008). Vereinfacht ausgedrückt heißt dies, dass eutrophierungsbedingte Verschiebungen des N/P-Verhältnisses in den tiefen Becken der Ostsee durch Umsetzungsprozesse (Abbau anorganischer Stickstoffverbindungen zu Luftstickstoff durch Denitrifikation, gleichzeitig Rücklösung von Phosphor im anoxischen Tiefenwasser) abgepuffert werden.

Die in der deutschen Ostsee zu findenden Nährstoffverhältnisse sind am Beispiel eines West-Ost-Transekts von Flensburg nach Ahlbeck für den Zeitraum 2001-2011 in Tab. 2 dargestellt (Stationskarte siehe Abb. 2). In den Februarmonaten ist in der Flensburger Außenförde eine leichte Phosphorlimitation festzustellen, ebenso in der Pommerschen Bucht südlich der Greifswalder Oie und nördlich von Zinnowitz/Usedom. Eine deutliche Phosphorlimitierung liegt nördlich von Ahlbeck/Usedom mit einem mittleren N/P-Verhältnis (Median) von rund 23:1 vor, der als Hinweis auf einen starken Odereinfluss zu deuten ist: rund 70 % des Oderwassers einschließlich der Nährstofffrachten wird über das nahegelegene Swinemünde in die Ostsee entlassen. Eine leichte Stickstofflimitierung ist in der Lübecker Bucht vor Grömitz und in der Mecklenburger Bucht vor Kühlungsborn (Station O4) mit mittleren Werten für das N/P-Verhältnis von rund 15:1 bzw. 14:1 zu finden, während an den übrigen Stationen eine deutliche bis starke Stickstofflimitierung mit Werten für das N/P-Verhältnis von rund 12:1 bis zu 6:1 (IOW-Station 113 - Arkonasee) herrscht. Vom lehrbuchmäßigen 16:1-Verhältnis sind diese Gebiete somit weit entfernt.

Zusätzlich sind für ausgewählte Gebiete die Februarwerte der Nährstoffverhältnisse entlang eines Transekts von der Flussmündung (Übergabepunkt limnisch-marin) in die Ostsee hinaus dargestellt (Abb. 3). Die süßwassertypische, aber durch die Nährstofffrachten weit vom 16:1-Verhältnis entfernte Phosphorlimitierung wird in Trave und Unterwarnow (beides innere Küstengewässer) besonders deutlich (Trave bei Schlutup: 145:1; Unterwarnow bei Kabutzenhof: 241:1) und geht in zunehmender Entfernung von der Fließgewässermündung zurück, um in starke Stickstofflimitierung umzuschlagen (Mecklenburger Bucht: 7:1; O5 nördlich Warnemünde: 9:1). Die dazu führenden Prozesse sind noch nicht gänzlich verstanden.

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

Tab. 2: Nährstoffverhältnisse in der deutschen Ostsee im Zeitraum 2001-2011: Median der Februarwerte von DIN und DIP und daraus resultierendes N/P-Verhältnis. N:P > 16:1 = "potentielle" Phosphorlimitation, N:P < 16:1 = "potentielle" Stickstofflimitation

		2001-2011, Februar			
Messstelle		DIN [µmol/l]	DIP [µmol/l]	N:P	Anzahl Messungen
225003	Flensburger Außenförde	10,2	0,59	17,3	8
225007	Eckernförder Bucht, Bookniseck	4,0	0,58	6,9	4
225006	Kieler Bucht	4,9	0,58	8,4	17
225082	Lübecker Bucht, vor Grömitz	9,1	0,61	15,1	3
O22	Lübecker Bucht Boltenhagen	6,4	0,62	10,4	15
O12	Mecklenburger Bucht	4,9	0,64	7,7	18
O4	Buk	7,5	0,53	14,2	9
O5	Warnemünde	6,3	0,73	8,7	9
O6	Fischland	8,2	0,66	12,4	8
O7	Darsser Ort	6,1	0,61	9,9	8
O9	Hiddensee	5,5	0,63	8,7	9
113	Arkonasee	3,3	0,56	5,9	11
O10	Kap Arkona	4,8	0,66	7,3	10
O11	Sassnitz	5,3	0,59	9,0	9
O133	Greifswalder Oie	12,6	0,71	17,9	10
O14	Zinnowitz	12,4	0,73	17,0	9
OB4	Ahlbeck	17,4	0,77	22,6	9



Abb. 2: Karte ausgewählter Stationen der Messnetze von Schleswig-Holstein (LLUR), Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) und des Instituts für Ostseeforschung Warnemünde (IOW)

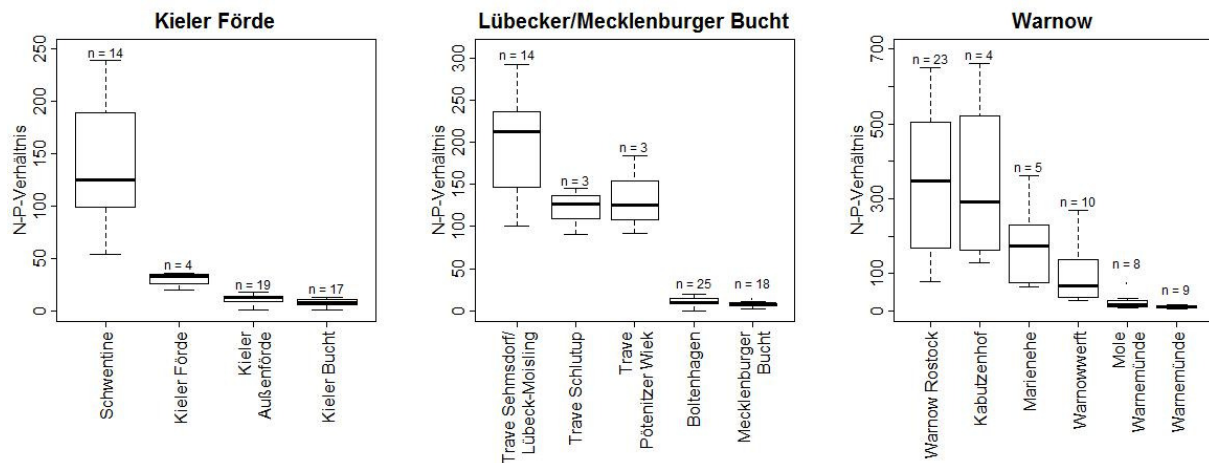


Abb. 3: Mittlere Nährstoffverhältnisse im Zeitraum 2001-2011 entlang eines Transekt von der Flussmündung in die Ostsee für Schwentine und Kieler Förde, Trave und Lübecker Bucht, Warnow und Mecklenburger Bucht. Dargestellt sind die Februarwerte für den Übergabepunkt limnisch-marin und die Stationen in den Küstengewässern.

Auswirkungen auf Artenzusammensetzung und Biomasse des Phytoplanktons

In den meisten Meeresgebieten sind entweder Stickstoff oder Phosphor limitierend für den Aufbau von pflanzlicher Biomasse, so dass vor allem die Zufuhr dieser Nährstoffe eutrophierend wirkt. Eine Erhöhung der Silikatzufuhr kann zwar das Wachstum von Kieselalgen, die Silikat für den Aufbau ihrer Schalen benötigen, steigern, nicht aber die Biomassebildung insgesamt erhöhen. Somit hat Silikat keinen eutrophierenden Einfluss (BLMP AG WRRL 2007). Es hat sich jedoch gezeigt, dass hohe Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen in Bezug zu Silikat die Entwicklung von Flagellaten (z. B. Dinoflagellaten, *Phäocystis*, *Chrysochromulina*, *Dictyocha*) im Vergleich zu Kieselalgen fördern (u. a. Paerl 1997, Egge & Aksnes 1992, Wasmund & Siegel 2008). In den vergangenen Jahrzehnten wurden in den mit Stickstoff angereicherten Gebieten der westlichen Ostsee außerdem auch innerhalb der Gruppe der Flagellaten Verschiebungen nachgewiesen, die sich in einer Dominanz nicht-silikatschaliger gegenüber silikatschaligen Arten äußerten, was auf eine zunehmende Silikatlimitierung bei einem Überschuss von Phosphat und Stickstoff hinweist (Jochem & Babenerd 1989, Schollhorn & Graneli 1993 in Paerl 1997). Durch die beobachtete Zunahme des Anteils der Flagellaten an den blütenbildenden Phytoplanktongruppen, die auf Veränderungen der Nährstoffverhältnisse (nicht nur N:P, sondern auch N:Si und P:Si) zurückzuführen sind, werden die Ökosysteme an der Basis der Nahrungsnetze verändert (u. a. Colijn et al. 2002 in ARGE BLMP 2011) und auch das übrige Nahrungsgefüge beeinflusst.

Außerdem können Veränderungen der Nährstoffverhältnisse zueinander die Entstehung „giftiger“ Algenblüten begünstigen (u. a. Dolman et al. 2012, Heisler et al. 2008), die für andere Meeresorganismen oder den Menschen schädlich sind (z. B. durch die Produktion toxischer Stoffwechselprodukte wie bei manchen Blaualgen, Dino- und anderen Flagellaten oder durch Reizung oder Verstopfung von Fischkiemen). Diese unerwünschten Blüten können weiterhin die Nutzung von Muschelkulturen beschränken (z. B. PSP - Paralytic Shellfish Poisoning, DSP - Diarrhetic Shellfish Poisoning) und u. a. durch Schaumbildung, Aufräumungen und hautreizende Wirkung die Badegewässerqualität an der Küste beeinträchtigen (Sellner et al. 2003, BLMP AG WRRL 2007, Wasmund et al. 2008, 2011; IOW 2011, 2013).

Eutrophierungsbedingte Veränderungen der Phytoplanktonzusammensetzung innerhalb der letzten 100 Jahre wurden von Wasmund et al. (2008) für ein Gebiet in der Kieler Bucht nachgewiesen. Dort hat sich die Phytoplankton-Biomasse zwischen 1905/06 und 2003 verdoppelt, wobei diese Zunahme vor allem in den 1960er Jahren erfolgte und seit Anfang der 1970er Jahre kein Anstieg der mittleren Gesamtbiomasse des Phytoplanktons mehr zu beobachten ist, gleiches gilt für die Chlorophyllkonzentrationen (Wasmund et al. 2008). Weiter-

hin sind Verschiebungen des Artenspektrums zu beobachten: Anfang des 20. Jahrhunderts bildeten die Diatomeen *Chaetoceros spp.* und *Skeletonema costatum* wichtige Bestandteile der Frühjahrs-, Sommer- und Herbstblüte. Heute sind sie nur noch für die Frühjahrsblüte von Relevanz, während sie im Sommer und Herbst durch andere Diatomeenarten ersetzt werden. Daneben sind im Jahresverlauf Blüten von potentiell toxischen Arten wie *Prorocentrum minimum* und *Dictyocha speculum* (beide seit 1983 in der Kieler Bucht zu beobachten) und *Pseudonitzschia spp.* hinzugekommen, wobei der Silikoflagellat *Dictyocha speculum* im Frühjahr in seiner nackten Form, im Herbst mit Silikatgehäuse auftritt.

Langzeituntersuchungen des IOW in der offenen Ostsee (Arkonasee, Bornholmsee, Gotlandsee) und in der flacheren Mecklenburger Bucht im Rahmen des HELCOM-Monitorings belegen, dass in diesen Gebieten seit Beginn der Chlorophyllmessungen 1979 bis Mitte der 1990er Jahre die Chlorophyllkonzentrationen und damit die Phytoplanktonbiomasse dort deutlich angestiegen sind. Seither werden stagnierende oder leicht abnehmende Werte gemessen (IOW 2010). Betrachtet man die jahreszeitliche Verteilung des Phytoplanktons, so zeigt sich, dass vor allem die Frühjahrsblüte auf die Zunahme an Nährstoffen in den 1970er Jahren reagiert, d. h. eine höhere Intensität aufweist, während die Sommer- und Herbstblüten in ihren Ausmaßen mehr oder weniger stabil geblieben sind. Anders ist die Situation in der Mecklenburger Bucht: hier belegen die Daten des langjährigen Monitoring-Programms eine signifikante Abnahme der Chlorophyll-Frühjahrswerte (Wasmund & Siegel 2008; Wasmund et al. 2011b). Die Menge an Mikroalgen, die während der Frühjahrsblüte entstehen, hat in diesem Gebiet seit 1979 somit kontinuierlich abgenommen. Die Gründe hierfür sind noch unklar (Wasmund, pers. Mitt.). In der westlich an die Mecklenburger Bucht angrenzenden Lübecker und Kieler Bucht konnte kein signifikanter Trend der Frühjahrswerte gefunden werden, in der östlich angrenzenden Arkonasee wurde dagegen ein Anstieg und in der Pommerschen Bucht wiederum ein Rückgang der Frühjahrswerte festgestellt (Wasmund et al. 2011a, b). Die nachgewiesenen gegenläufigen Trends in benachbarten Seegebieten zeigen, dass der Bereich der Darßer Schwelle eine starke biologische Grenze darstellt (Kell 1973, Witkowski et al. 2005 in Wasmund et al. 2011b) und dass jedes Seegebiet seine eigenen Charakteristika aufweist (Wasmund et al. 2011a, b), die auch zu Unterschieden in der Ausprägung von Eutrophierungseffekten führen und daher eine separate Betrachtung dieser Gebiete erfordern.

Indirekte Effekte der Eutrophierung

Indirekte Effekte der Eutrophierung äußern sich besonders deutlich in einer Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushalts und in Auswirkungen auf die benthischen Lebensgemeinschaften. Aufgrund erhöhter Sauerstoffzehrung kommt es zu abnehmenden Sauerstoffkonzentrationen bis hin zu Sauerstoffmangel im Bodenwasser mit negativen Auswirkungen auf Invertebraten und Fische. Infolge der Eutrophierung haben Häufigkeit, Stärke und räumliche Ausdehnung der sauerstoffarmen und sauerstofffreien Zonen in der Ostsee zugenommen (BLANO 2012). Bereits seit den 1960er Jahren ist eine Verschlechterung der Lebensbedingungen für benthische Lebensgemeinschaften durch Sauerstoffmangel in der westlichen Ostsee festzustellen. Immer wieder wird in den tieferen Bereichen der Kieler und Mecklenburger Bucht extreme Sauerstoffarmut festgestellt, die zum zeitweiligen, weitgehenden Absterben der Benthosfauna führt. Allein von 1960-1985 gab es 10 derartige Ereignisse (Weigelt 1987). Zuletzt wurde im Jahr 2002 eine extreme Sauerstoffarmut (HELCOM 2003), insbesondere vor der dänischen und schleswig-holsteinischen Küste, registriert, die zu einer weitreichenden Schädigung der Bodenfauna und in weiten Gebieten der westlichen Ostsee zu einem Fischsterben führte (BLANO 2012). Zu Veränderungen in der Zusammensetzung benthischer Lebensgemeinschaften kommt es umgekehrt auch durch das erhöhte Nahrungsangebot (Phytoplankton, Bakterien) in eutrophierten Gewässern. Dadurch hat sich z. B. die Biomasse filtrierender Muscheln in Flachwassergebieten der Ostsee um das sechs- bis achtfache erhöht (Kube 1996; Kube et al. 1997 in BLANO 2012).

2.1.2 Warum reagiert die Ostsee empfindlich auf Nährstoffbelastung?

Die Ostsee ist, als ein von Land umgebenes Binnenmeer, ein relativ abgeschlossenes System, das nur über die Meerenge von Skagerrak/Kattegat mit der Nordsee und dem Weltmeer verbunden ist. Der Wasseraustausch, einhergehend mit einer Zufuhr von sauerstoffreichem und salzigerem Meerwasser in der Tiefe und einem Ausstrom von ausgesüßtem Oberflächenwasser, ist daher eingeschränkt, so dass lange Aufenthaltszeiten (mittlere Verweilzeit Ostsee 25-35 Jahre, Nordsee 3-4 Jahre) des Ostseewassers resultieren (HELCOM 2009). Dies wird durch die hydromorphologische Gliederung der Ostsee in verschiedene Becken, die durch Schwellen voneinander getrennt sind, noch verstärkt. Gleichzeitig wird über Niederschläge und vor allem über die einmündenden Flüsse ständig Süßwasser eingetragen. Die Ostsee ist heute ein Brackwassermeer, in dem starke Gradienten von West nach Ost, aber auch von Nord nach Süd vorliegen (Salzgehalt, Temperatur, Eisbedeckung, Aufenthaltszeit, Lebensgemeinschaften; HELCOM 2009). Nährstoffeinträge in die Ostsee bleiben im Vergleich zu anderen Meeren aufgrund der langen Aufenthaltszeiten des Wassers quasi im System gefangen. Es kann Jahrzehnte dauern, bis die einmal eingetragenen Nährstoffe nach vielerlei Umsetzungsprozessen die Ostsee über den Skagerrak verlassen. Die Kombination aus großem Einzugsgebiet mit vielfältigen menschlichen Aktivitäten und relativ kleinem Meeresgebiet mit geringem Wasseraustausch mit der Nordsee macht die Ostsee sehr empfindlich gegenüber Nährstoffeinträgen und Eutrophierungserscheinungen (HELCOM 2009).

Brackwasser stellt für die meisten Organismen einen extremen Lebensraum dar, da die Salzgehalte für rein marin lebende Organismen zu niedrig und für Süßwasserorganismen zu hoch sind. So beträgt der Salzgehalt in der Nordsee 35, im Oberflächenwasser des Kattegats 25-20, in der zentralen Ostsee 8-6 und kann im Norden (Bottnischer Meerbusen, Finnischer Meerbusen) bei 1 liegen. Mit abnehmendem Salzgehalt nimmt auch die Artenzahl ab, erreicht im Salzgehaltsbereich um 10-8 ihr Minimum und steigt darunter wieder an, da vermehrt Süßwasserorganismen mit diesen Bedingungen zurechtkommen (HELCOM 2009). Brackwasser bedeutet daher für viele Organismen ein „Leben am Limit“, so dass die Lebensgemeinschaften nicht so divers und damit stabil wie in anderen Meeren sind und daher relativ schnell auf andere Störfaktoren reagieren.

Eine typische Eigenschaft der Ostsee, die die Empfindlichkeit der Organismen erhöht, ist die vertikale Schichtung, die durch temperatur- und salzgehaltsbedingte Dichteunterschiede entsteht und die vertikale Durchmischung verhindert, durch die sauerstoffreiches Oberflächenwasser in die Tiefe gelangt und zu einer Belüftung des Tiefenwassers und der Sedimente führt. In der Folge kommt es, wie bereits dargestellt, zu verringerten Sauerstoffkonzentrationen bis hin zu akutem Sauerstoffmangel im bodennahen Wasser und den Sedimenten, was wiederum die Nährstoffumsetzungsprozesse (Nitrifikation und Denitrifikation) und die Fähigkeit der Sedimente zum Phosphorrückhalt beeinflusst.

2.1.3 Ursachen der Nährstoffbelastungen

Die Hauptquellen der Nährstoffbelastung der Ostsee liegen an Land. Die Küstengewässer sind daher von Nährstoffbelastungen unmittelbar betroffen. Dabei ist zwischen Einträgen aus Punktquellen (Kläranlagen, Industriebetriebe etc.) und diffusen Quellen (Einträge aus der Fläche über den Wasser- und Luftpfad) zu unterscheiden. Ursachen für das zu hohe Nährstoffangebot in den Küstengewässern und in der Ostsee, das zum Nichterreichen der Zielvorgaben „guter Zustand“ nach WRRL, „guter Umweltzustand“ nach MSRL und „eine von Eutrophierung unbeeinflusste Ostsee“ nach HELCOM führt, sind:

- vor allem Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen über einmündende Fließgewässer und über die Atmosphäre;
- punktuelle Einträge in Fließgewässer und Küstengewässer (z. B. Kläranlagen größerer Städte wie Flensburg, Kiel, Lübeck, Wismar, Rostock, Greifswald), die sich vor allem bis etwa 1980/1990 negativ auf die Qualität der Küstengewässer ausgewirkt haben, heutz-

tage aber aufgrund erhöhter Umweltstandards ein deutlich geringeres Ausmaß erreichen (vgl. Kap. 2.5.1);

- daneben Ferntransport aus den Einzugsgebieten großer Flüsse (z. B. Oder) oder aus anderen Meeresgebieten (z. B. über Skagerrak und Kattegat aus der Nordsee);
- sowie Belastungen durch Nährstoffeinträge aus dem Sediment („interne Düngung“, siehe Kap. 2.1.1).

Am Beispiel des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit (FGE) Warnow/Peene wird deutlich, dass verschiedene Emissionsquellen für die Einträge von Stickstoff und Phosphor in Warnow, Peene und ihre Nebengewässer verantwortlich sind, nämlich neben der Siedlungswasserwirtschaft (z. B. Kläranlagen und Regenwasserüberläufe) auch Einträge über den Luftpfad (atmosphärische Deposition) und der natürliche geogene Hintergrund. Den Hauptanteil bildet jedoch die Landwirtschaft (Abb. 4, aus MLUV M-V 2011).

Durch verschiedene Untersuchungen wurde für Mecklenburg-Vorpommern ein Anteil der diffusen Quellen an der Gesamtstickstoff-Fracht der Fließgewässer von 83 bis 94 % ermittelt. Hierbei spielt der Nitrat-Stickstoff die dominierende Rolle. Der Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer erfolgt vorrangig als Nitratreintrag über Dränagen und den Grundwasserpfad. Bei genauerer Betrachtung der Stickstoffkonzentrationen in den Fließgewässern werden sehr deutlich regionale Unterschiede sichtbar, die auf eine unterschiedliche Landnutzung und Bodenbeschaffenheit zurückzuführen sind. Hohe Nitratkonzentrationen sind in Gewässern anzutreffen, in deren Einzugsgebieten der Anteil an ackerbaulicher Nutzung dominiert. Geringe Nitratkonzentrationen treten dagegen in Fließgewässern mit hohem Wald- und/oder Grünlandanteil im Einzugsgebiet auf.

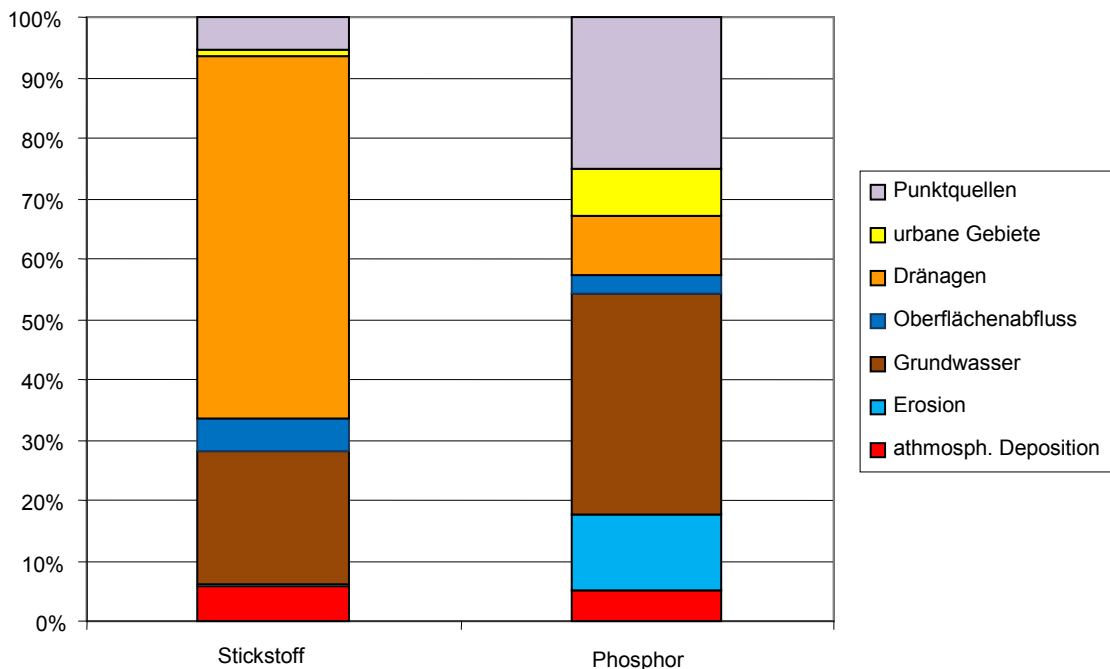


Abb. 4: Haupteintragspfade für Stickstoff und Phosphor in die Gewässer in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene, Mittel 2003-2005 (Quelle: MLUV M-V 2011)

Auch in der Flussgebietseinheit Schlei/Trave gelangen mehr als 80 % der Stickstoffeinträge und mehr als 60 % der Phosphoreinträge über diffuse Eintragspfade in die Oberflächengewässer (Bewirtschaftungsplan Schlei/Trave 2009).

Aus der Flussgebietseinheit Schlei/Trave wurden im Mittel der Jahre 2002-2006 jährlich etwa 8.327 t Stickstoff und 237 t Phosphor in die Küstengewässer eingetragen (Tab. 3, Quelle: Bewirtschaftungsplan Schlei/Trave 2009). Davon entfielen etwa 627 t N/a und 12 t P/a auf den mecklenburg-vorpommerschen Einzugsgebietsanteil (Stepenitz). Aus der Flussgebietseinheit Warnow/Peene wurden im Mittel der Jahre 2003-2006 5.773 t N und 146 t P pro Jahr in die Küstengewässer eingetragen (Bewirtschaftungsplan Warnow/Peene 2009). In der Summe ergibt sich für diesen Zeitraum somit ein mittlerer jährlicher Eintrag in die deutsche Ostsee von rund 14.100 t N und 383 t P. Bei einem Anteil der diffusen Stickstoffquellen von etwa 85 % wären rund 12.000 t N den diffusen Einträgen über die Flüsse zuzuordnen. Hinzu kommen atmosphärische Einträge aus den genannten Flussgebietseinheiten sowie wasserbürtige und atmosphärische Nährstoffeinträge aus der Flussgebietseinheit Oder in die Ostsee. Die Entwicklung der Nährstofffrachten der deutschen Ostseezuflüsse von 1994-2011 ist in Tab. 4-A im Anhang dargestellt.

Tab. 3: Nährstoffeinträge in die deutsche Ostsee im Zeitraum 2003-2006 über den Wasserpfad (Flüsse und Direkteinleiter; Quelle: Bewirtschaftungspläne nach Wasserrahmenrichtlinie 2009 für die Flussgebietseinheiten Schlei/Trave und Warnow/Peene). Im schleswig-holsteinischen Anteil der Flussgebietseinheit Schlei/Trave wurde über die Jahre 2002-2006 gemittelt, in Mecklenburg-Vorpommern über die Jahre 2003-2006. Die deutschen Anteile an den Nährstoffeinträgen aus der Flussgebietseinheit Oder in die Ostsee sind hier nicht mit aufgeführt.

Flussgebietseinheit	Mittelwert der Einträge 2002 bzw. 2003-2006	
	Gesamt-N [t/a]	Gesamt-P [t/a]
Schlei/Trave, Anteil S-H	7.700	225
Schlei/Trave, Anteil M-V	627	12
Schlei/Trave, Summe	8.327	237
Warnow/Peene	5.773	146
Summe	14.100	383

Die wasserbürtigen Nährstoffeinträge in die deutsche Ostsee haben sich seit den 1980iger Jahren deutlich verringert, was vor allem die Erfolge bei der Ertüchtigung der Kläranlagen in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern widerspiegelt (Bachor 2005a, Nausch et al. 2011, LUNG 2013a). Einträge aus Punktquellen stellen für die Flussgebietseinheiten Schlei/Trave und Warnow/Peene einschließlich deren Küstengewässer aus WRRL-Sicht nur noch eine geringe signifikante Belastung dar (vgl. Bewirtschaftungspläne 2009). Dennoch ist der gute ökologische Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie mit Ausnahme eines einzigen Wasserkörpers (Orther Bucht im Südwesten Fehmarns) in den Wasserkörpern der Küstengewässer noch nicht erreicht (Voß et al. 2010). Es überwiegen vielmehr der mäßige und unbefriedigende ökologische Zustand. Für die Erstellung des 2. Bewirtschaftungsplans für die FGE Schlei/Trave wurde eine aktualisierte Bestandsaufnahme mit den Monitoringdaten des Zeitraums 2007-2012 durchgeführt. Danach ist nur einer von 24 Wasserkörpern im guten ökologischen Zustand (Fehmarnsund Ost, Typ B4), 11 Wasserkörper sind als mäßig, vier als unbefriedigend und acht als schlecht einzustufen, davon sechs innere Wasserkörper (je drei in der Schlei und in der Untertrave) und zwei äußere Küstengewässer-Wasserkörper. In der FGE Warnow/Peene erreicht keiner der 21 Wasserkörper den guten Zustand. Drei Wasserkörper wurden mit mäßig, elf mit ungenügend und sieben mit schlecht bewertet.

Auch wenn die ökologische Zustandsbewertung nach WRRL keine Eutrophierungsbewertung im eigentlichen Sinne darstellt, da nicht explizit die Eutrophierungseffekte, sondern der auch durch weitere Belastungsfaktoren beeinflusste generelle Zustand der biologischen Qualitätskomponenten betrachtet wird, ist doch davon auszugehen, dass die Nährstoffbelastung hauptverantwortlich für das Nichterreichen des guten ökologischen Zustands der Küstengewässer ist. Die Nährstoffbelastung wird auch in den Bewirtschaftungsplänen 2009 hierfür als Ursache genannt.

Im übrigen deutschen Küstenmeer seewärts dieser Wasserkörper und in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) liegt zur Zeit ebenfalls noch kein guter Zustand in Hinblick auf Eutrophierungserscheinungen vor, wie aus Nausch et al. (2011), der Anfangsbewertung nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (BLANO 2012) und der aktuellen Eutrophierungsbewertung nach HELCOM (2014) hervorgeht. Auch ist die gesamte deutsche Ostsee nach wie vor als „gefährdetes Gebiet“ (Eutrophierungsproblemgebiet) nach EU-Nitratrichtlinie eingestuft.

Wie ein Vergleich der Direkteinträge mit den flussbürtigen Einträgen zeigt, wird die Nährstoffbelastung der deutschen Ostsee-Küstengewässer maßgeblich durch die flussbürtigen Einträge bestimmt. Direkteinträge, die vor 20 Jahren lokal durchaus bedeutend waren, spielen nur noch eine sehr untergeordnete Rolle (Bachor 2005 a, Nausch et al. 2011). Insgesamt hat sich im deutschen Einzugsgebiet der Ostsee die Belastung der Oberflächengewässer durch Stickstoffeinträge zwischen 1985 und 2008 um mehr als 40 % vermindert (Abb. 5), was zu reduzierten Flussfrachten und damit zu einer Verringerung der Belastung der deutschen Ostseegewässer geführt hat. Die Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (Abb. 6) haben sich im selben Zeitraum sogar um beinahe 70 % verringert; in beiden Fällen ist diese Reduktion vor allem im Bereich der Punktquellen erfolgt und dabei insbesondere auf den Neubau und die Ertüchtigung von Kläranlagen zurückzuführen (s. auch Kap. 2.5.1). Neben den Flusswassereinträgen aus den Ostsee-Einzugsgebieten von Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern müssen in den westlichen Küstengewässern auch der Einstrom nährstoffreichen Nordseewassers, der zur Eutrophierung beitragen kann (BLANO 2012), und in den östlichen Küstengewässern die Einträge aus der Oder berücksichtigt werden (Nausch et al. 2011). Die Oder ist der mit Abstand größte Fluss an der südwestlichen Ostseeküste, und ihre Nährstofffrachten sind die dominierende Eintragsquelle für Stettiner Haff, Peenestrom, Greifswalder Bodden (Bachor 2005a, b) und Pommersche Bucht (Nausch et al. 2011). Im Zeitraum 2008 bis 2010 wurden mittlere Einträge von 82.000 t/a Gesamt-Stickstoff und 4.800 t/a Gesamt-Phosphor berechnet (IKSO 2013) - das übersteigt die Fracht aus dem deutschen Einzugsgebiet in die Ostsee um das 4- bzw. 9-fache. Zum Vergleich: Für den Zeitraum 2003-2007 betrug der mittlere jährliche flussbürtige Nährstoffeintrag aus dem gesamten Ostsee-Einzugsgebiet Mecklenburg-Vorpommerns rd. 240 t Gesamt-Phosphor und rd. 9.500 t Gesamt-Stickstoff (Nausch et al. 2011).

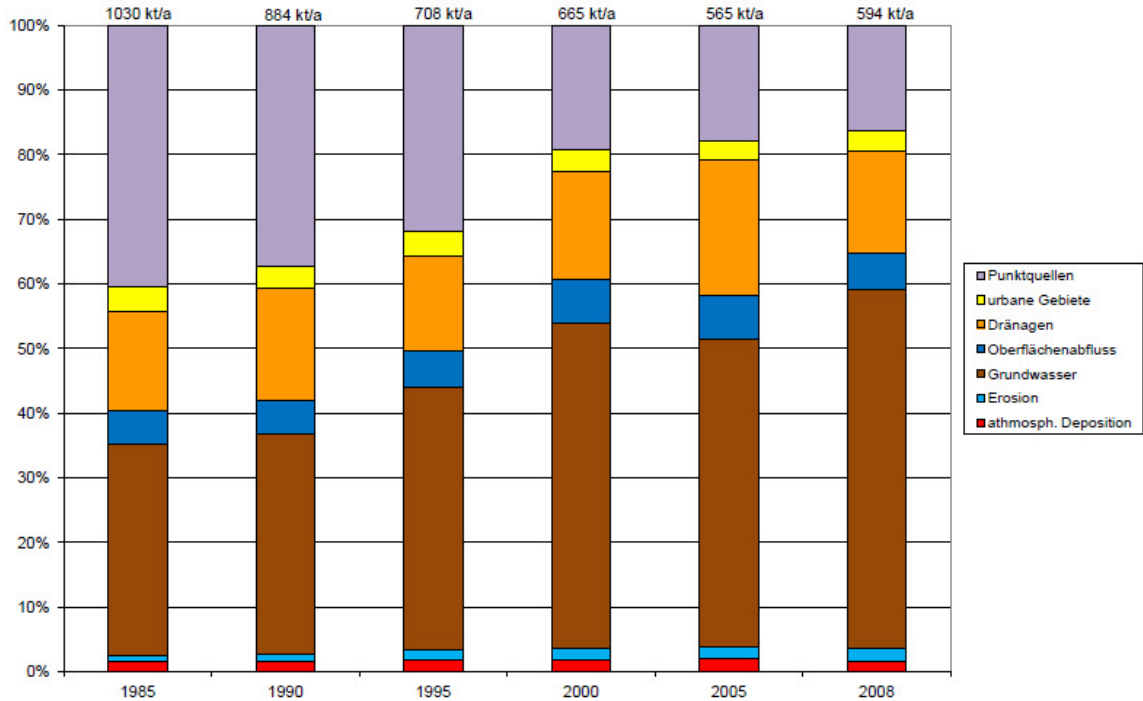


Abb. 5: Zeitliche Entwicklung und Quellenzuordnung für die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer im deutschen Einzugsgebiet der Ostsee 1985 bis 2008 (Quelle: UBA MONERIS/MoRE, Arle et al. 2013)

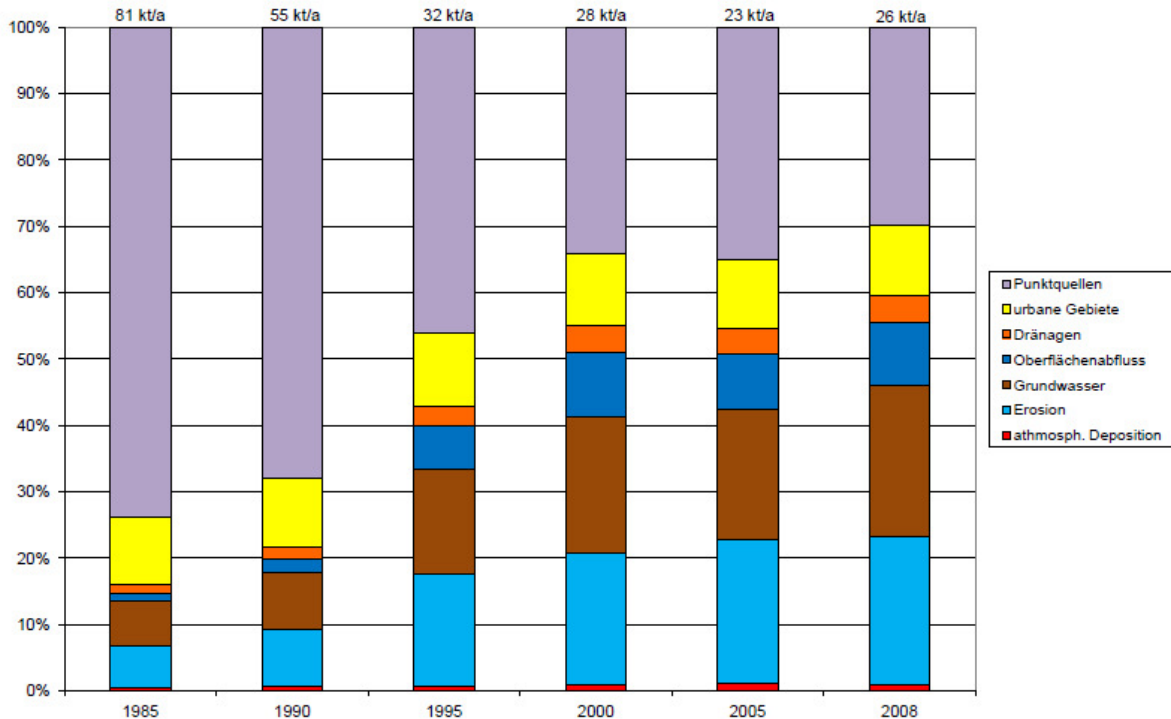


Abb. 6: Zeitliche Entwicklung und Quellenzuordnung für die Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer im deutschen Einzugsgebiet der Ostsee 1985 bis 2008 (Quelle: UBA MONERIS/MoRE, Arle et al. 2013)

Neben den landseitigen Belastungen über Direkteinleiter und Flusseinträge muss für eine Gesamtbilanz der Küstengewässer auch die atmosphärische Deposition berücksichtigt werden. Da gegenwärtig anthropogene Quellen atmosphärischer Phosphoreinträge nicht bekannt sind, wird Phosphor im Rahmen der BSAP-Modellierung nur als Hintergrundbelastung berücksichtigt (5 kg/km²*a, Gustafsson & Mörth 2014) und keinem einzelnen Staat zugeordnet. Im Küstengebiet sind die Einträge von Phosphor jedoch höher anzusetzen. Legt man einen atmosphärischen Eintrag von 16 kg/km²*a zugrunde (Schumann 2013), liegt der Eintrag auf die Wasserfläche der gesamten Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns bei immerhin ca. 130 t P/a. Auf die gesamte Ostsee bezogen, spielt der Luftpfad bei Stickstoff jedoch eine bedeutendere Rolle. Der Anteil der atmosphärischen Stickstoffeinträge am Gesamteintrag für die Ostsee beträgt ungefähr 25 % (HELCOM 2013a). Deutschland hat an der Gesamtdeposition auf die Ostsee sowohl von Stickstoffdioxid als auch von Ammoniak von allen Ostseeanrainern mit insgesamt 70 % den größten Anteil (Bartnicki et al. 2013). Bei einer mittleren atmosphärischen Depositionsrate von 1.000 kg/km²*a (LLUR 2014) beträgt der Eintrag in das Küstenmeer (bis zur 12-Seemeilengrenze) Schleswig-Holsteins rd. 3.000 t N/a und der Mecklenburg-Vorpommerns rd. 8.000 t N/a. Das entspricht 25 bzw. 40 % der Gesamteinträge. Hauptquellen sind der Verkehr und die Landwirtschaft (BLANO 2012). Bei diesem Aspekt ist zu beachten, dass Verursacher der Deutschland zugerechneten atmosphärischen Stickstoffeinträge bei weitem nicht nur die Küstenländer Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern sind, sondern die Gesamtfläche Deutschlands zu betrachten ist, da aufgrund der vorherrschenden Windrichtungen weitreichende Transportprozesse stattfinden, die zur Nährstoffbelastung der Ostsee durch atmosphärische Deposition beitragen.

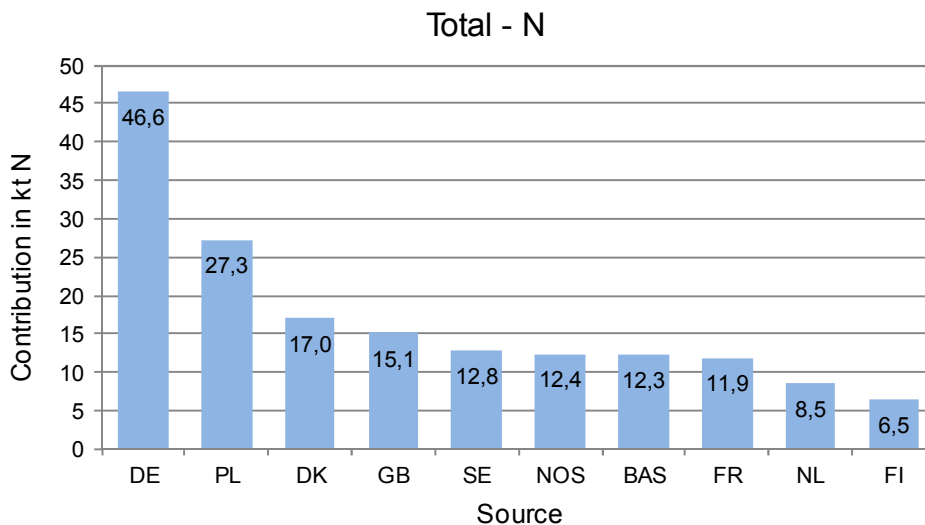


Abb. 7: Die zehn größten Beiträge zur jährlichen Deposition von Gesamtstickstoff (Ammoniak und Stickoxide) in die Ostseebecken für das Jahr 2011. BAS und NOS beziehen sich auf die Emissionen des Schiffverkehrs in der Ost- und Nordsee (Quelle: nach Bartnicki et al. 2013).

Eine ostseeweit wichtige Rolle für den atmosphärischen Stickstoffeintrag spielt auch der Schiffsverkehr. So stellt HELCOM fest, dass seit Mitte der 1990er Jahre die atmosphärische Gesamtstickstoffdeposition nur in relativ geringem Maße abgenommen hat (von 251,7 t im Jahr 1995 auf 189,3 t im Jahr 2011; Bartnicki & Semeena 2013). Der Schiffsverkehr im Nord- und Ostseeraum trägt damit deutlich zur atmosphärischen Stickstoffdeposition bei (siehe Abb. 7), und es wird prognostiziert, dass dieser Beitrag zukünftig signifikant ansteigen wird (HELCOM 2010).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass erhöhte Nährstoffkonzentrationen von Stickstoff und Phosphor, insbesondere aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet der einmündenden Fließgewässer, in den deutschen Ostsee-Küstengewässern zu einer Reihe von Eutrophierungserscheinungen führen, wie erhöhten Mikroalgenkonzentrationen und -blüten, Sauerstoffmangelsituationen mit Absterben von Organismen am Meeresboden und einer Verschlechterung des Lichtklimas durch erhöhte Wassertrübung mit Verlagerung des Vorkommens von Makroalgen und Seegras in flachere Bereiche. Dadurch hat sich die natürliche Biozönose in der Wasserphase und am Meeresboden so verändert, dass der gute ökologische Zustand nach EG-WRRL und damit auch der gute Umweltzustand bzgl. der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material nach MSRL in den Küstengewässerkörpern, bis auf die Orther Bucht, derzeit nicht erreicht wird (Bewirtschaftungsplan Schlei/Trave und Warnow/Peene 2009). Es sind weitere Reduktionsanstrengungen erforderlich, insbesondere bei Einträgen aus diffusen Quellen über den Wasser- und Luftpfad, um die Zielstellungen nach Wasserrahmenrichtlinie, Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie und HELCOM-Ostseeaktionsplan zu erreichen.

2.2 Bisheriger wissenschaftlicher Ansatz zur Ableitung von Hintergrund- und Orientierungswerten unter der WRRL

Gemäß WRRL sind typenspezifische Referenzbedingungen, sogenannte Hintergrundwerte, zu definieren, die Grundlage für die Ableitung von Orientierungswerten (auch Schwellenwerte oder Zielwerte genannt) sind. Die Definition des guten Zustandes für die Küstengewässer erfordert für Nährstoffe beispielsweise die Gewährleistung von Bedingungen, die lediglich einen leichten Anstieg der Häufigkeit und Intensität von Planktonblüten ermöglichen. Gleichzeitig wird vorausgesetzt, dass u. a. die Sichttiefe das Vorkommen der meisten störungsempfindlichen Großalgen- und Angiospermentaxa ermöglicht.

Auf wissenschaftlicher Basis sind daher zunächst die natürlichen Hintergrundkonzentrationen für Nährstoffe zu definieren. Für die Flüsse wurden diese Daten mit Hilfe des Modells MONERIS (Behrendt et al. 2003a) ermittelt, wobei für das Eintragungsszenario angenommen wurde, dass pristine Verhältnisse - keinerlei anthropogene Einflüsse und eine natürliche Vegetation (Einzugsgebiete voll bewaldet bzw. mit natürlichem Grünland) - vorliegen. Die Retention in den Flüssen wurde berücksichtigt, während die Retention einschließlich der Denitrifizierung in den Ästuaren angesichts der unbekanntenen historischen Verweilzeiten unberücksichtigt bleiben musste. Die wahren natürlichen Hintergrundwerte könnten also unter den in Tabelle 4 angegebenen Konzentrationen liegen. Atmosphärische Stickstoffeinträge wurden mit jährlich 100 kg/km² angenommen (Nixon 1997).

Die auf diesem Weg ermittelten pristinen Nährstoffeinträge in die Küstengewässer der Ostsee wurden mit Referenzwerten aus unbelasteten Gebieten in Nordschweden und Nordfinnland (Humborg et al. 2003, 2004) verglichen (Topcu et al. 2011). Dieser Vergleich zeigte, dass die Werte konsistent sind und dass sie in der gleichen Größenordnung liegen wie die Werte aus weitgehend unbelasteten Gebieten (Abb. 8). In einem nächsten Schritt wurden die pristinen Nährstoffeinträge in die Ostsee basierend auf Mischdiagrammen ins Meer interpoliert, um Hintergrundwerte für alle Salzgehalte zu erhalten (Abb. 9).

Für den Übergang von den Flüssen über die Küstengewässer in die offene See wurde für die Küstengewässer der Nordsee eine lineare Vermischung von Nährstoffen angenommen, die rezenten Prozessen entspricht (Topcu et al. 2011). Während dieser vereinfachte Ansatz für die Nordsee plausible Hintergrundwerte liefert, bildet er in der Ostsee die komplexen Ver-

mischungsvorgänge insbesondere in den inneren von der offenen See mehr oder weniger stark isolierten Küstengewässern nur unzureichend ab. Eutrophierungseffekte werden in diesen weitgehend eingeschlossenen Boddenn und Förden durch lange Retentionszeiten verstärkt, die die schnelle Umsetzung der eingetragenen Nährstoffe fördern. Das führt dazu, dass es in Bezug auf den Salzgehalt z. T. keine lineare Vermischung gibt. Die Salzgehalte sind in einigen oligohalinen inneren Gewässern (Typ B1) z. T. so gering, dass keine erkennbaren Vermischungsgradienten auftreten. Im Ergebnis führt ein einheitlicher linearer Ansatz in der Ostsee für alle Küstengewässertypen zu ähnlichen Nährstoffhintergrundwerten und spiegelt damit regional einige natürliche Eutrophierungsgradienten nicht hinreichend wider. Dies kann insbesondere für die inneren Küstengewässer zu unrealistisch eingeschätzten Nährstoffhintergrundwerten führen. Aus dieser Problematik erwächst die Notwendigkeit für die Ableitung neuer Hintergrundwerte basierend auf rezenten regionalen/lokalen Vermischungsvorgängen und einem hydrodynamischen Modell, in dem die komplexen Vermischungs- und Retentionsprozesse in den Küstengewässern adäquat berücksichtigt werden. Außerdem könnten aus Zielwerten, z. B. für Chlorophyll-a und Sichttiefe im Küstenwasser, Bewirtschaftungsziele für die Flusseinleitungen entwickelt werden, da die Flusskonzentrationen mit den Konzentrationen im äußeren Küstenwasser korreliert sind.

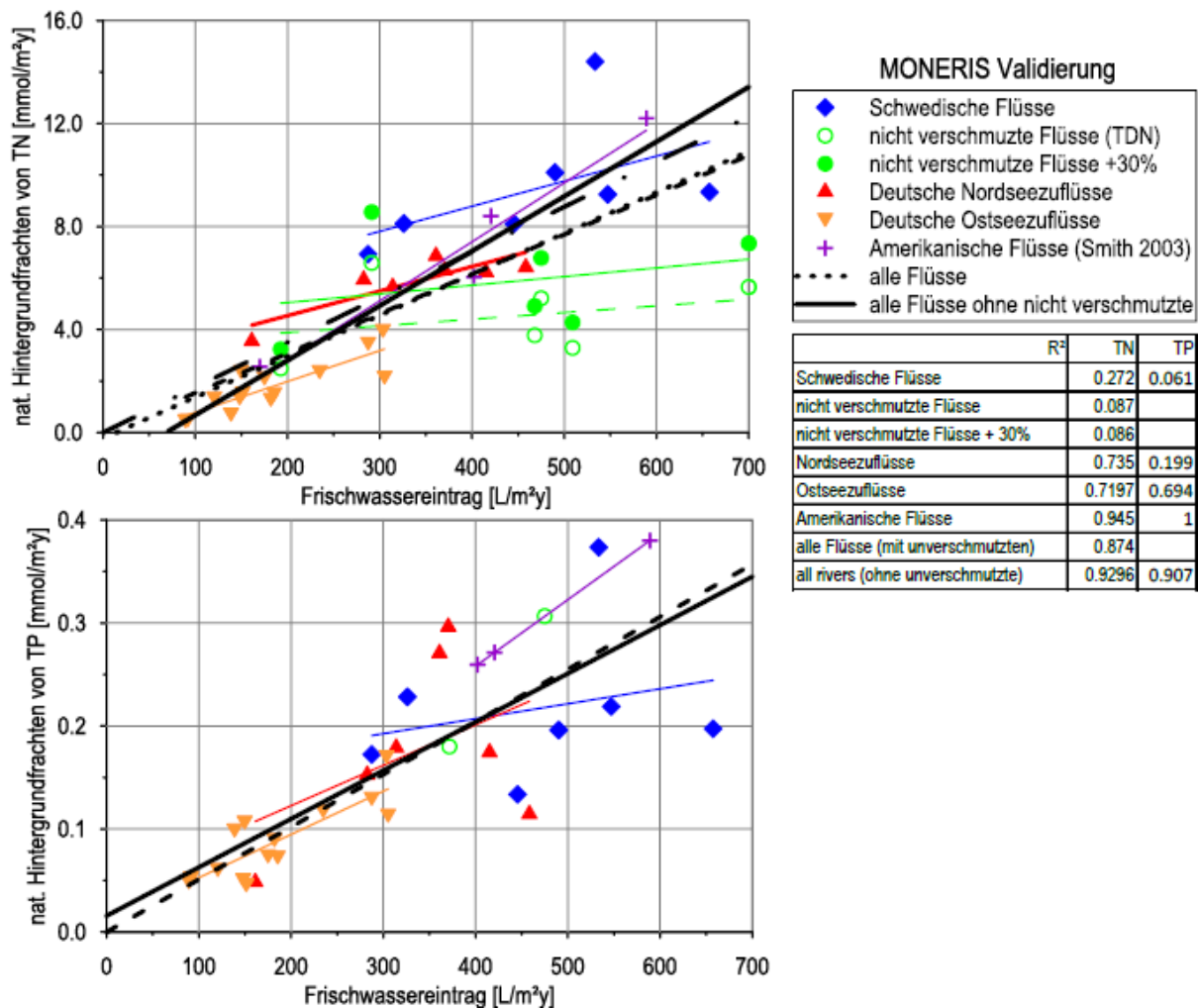


Abb. 8: Korrelationen von natürlichen Hintergrundfrachten von TN und TP mit jährlichen Frischwassereinträgen pro Fläche für nicht verschmutzte Flüsse im Vergleich zu Nord- und Ostseezuflüssen (Quelle: U. Brockmann, Uni Hamburg)

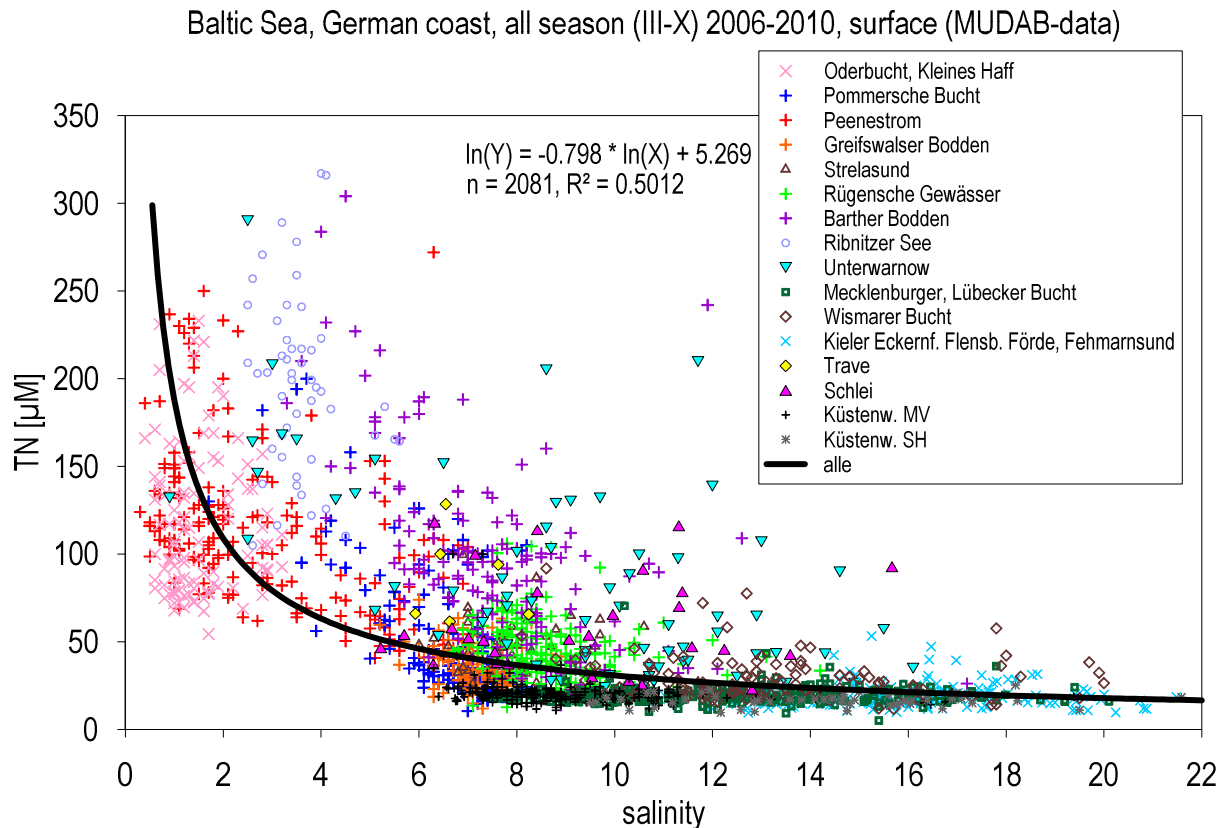


Abb. 9: Logarithmisches Mischdiagramm für TN basierend auf MUDAB-Daten 2006-2010 (Quelle: U. Brockmann, Uni Hamburg)

Die Orientierungswerte für Nährstoffkonzentrationen ergeben sich aus den natürlichen Hintergrundwerten durch einen Aufschlag von 50 %. Dieser Prozentsatz ist an das ursprünglich von OSPAR vorgeschlagene Vorgehen angelehnt und gründet nicht auf ökologischen Aspekten. Der Aufschlag trägt der WRRL-Definition des guten Zustands Rechnung, der eine „geringfügige Abweichung“ vom Referenzzustand - dem natürlichen Hintergrundwert - zulässt.

Basierend auf den Hintergrund- und Orientierungswerten für Nährstoffe wurden durch Sagert et al. (2008) Hintergrund- und Orientierungswerte für andere Eutrophierungsparameter wie Chlorophyll-a und Sichttiefe für die Wasserkörpertypen B2, B3 und B4 abgeleitet. Für diese Ableitung werden signifikante rezente Korrelationen zwischen TN und diesen Parametern auch für natürliche Verhältnisse angenommen (Abb. 10). Für den Wasserkörpertyp B1 (z. B. Ribnitzsee und Kleines Haff, süßwasserdominiert und sehr flach) wurden jedoch nicht die von Behrendt et al. 2003a mit MONERIS ermittelten natürlichen Hintergrundkonzentrationen zugrunde gelegt, da sie aufgrund der unzureichenden Berücksichtigung der komplexen Vermischungsprozesse in diesen süßwasserdominierten und sehr flachen Küstengewässern zu unrealistisch niedrigen Chlorophyll-a Werten geführt hätten. Stattdessen wurden von Sagert et al. eine Reihe von Modellen (u. a. 100 Jahre zurückgerechnet) und historischen Studien zu TN-Konzentrationen in B1 Gewässern für die Festlegung von Hintergrund- und Orientierungswerten herangezogen (Sagert et al. 2008), die damit allerdings zu einem inkonsistenten Ableitungsverfahren geführt haben.

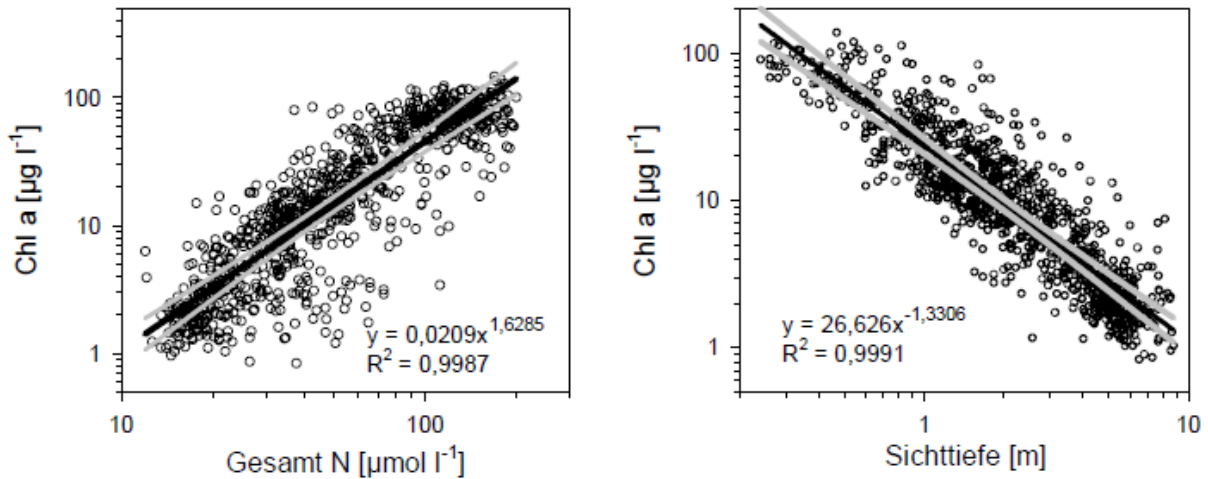


Abb. 10: Regressionsanalysen der Parameter TN, Chl-a und Secchi-Tiefe, verwendet wurden saisonale Jahresmittel (Mai-September). Alle Regressionen sind signifikant bei $p < 0,001$. Die grauen Linien zeigen das 95 %-Konfidenzintervall der Regressionsgerade (Quelle: Sagert et al. 2008).

Auf den HELCOM TARGREV-Ansatz zur Ableitung von Orientierungswerten für Eutrophierungsparameter soll an dieser Stelle der Vollständigkeit halber nur kurz eingegangen werden. Er basiert auf der Auswertung historischer Zeitreihen von Nährstoffen, Chlorophyll-a, Sichttiefe und Sauerstoff für die großen Ostseebecken mit dem Ziel u. a. der Identifikation ökologisch bedingter sprunghafter Veränderungen, die durch anthropogene Nährstoffbelastungen begründet sind (HELCOM 2013c). Solches Umkippen des Ökosystems zu anoxischen Prozessen konnte in der zentralen Ostsee und im Bornholmbecken nachgewiesen werden. Diese Kenterpunkte dienen zur Orientierung für die Ableitung von Hintergrundwerten für alle anderen Eutrophierungsparameter.

2.3 Überblick über die bisherigen Hintergrund- und Orientierungswerte

Tabelle 4 gibt einen Überblick über die bisherigen Hintergrundwerte (als Schwelle zwischen dem sehr guten und guten Zustand) für Nährstoffe für die einzelnen WRRL-Wasserkörpertypen, wie sie in der Oberflächengewässerverordnung (LAWA 2007, OGewV 2011) aufgeführt sind. Darüber hinaus werden auch die von der Baltic GIG festgelegten Hintergrundwerte für Chlorophyll-a aufgeführt.

Die Hintergrundwerte für Chlorophyll-a zeigen, im Gegensatz zu den Hintergrundwerten für die Nährstoffe, einen Sprung in der Konzentration zwischen B1 und B2. Dieser Gegensatz ist nicht ökologisch begründet, sondern basiert auf der Verwendung unterschiedlicher Herleitungsverfahren für die Hintergrundwerte (siehe Kapitel 2.2). Grundsätzlich sind die inneren Küstengewässer natürlicherweise höheren Nährstoffbelastungen ausgesetzt als die äußeren Küstengewässer oder die offene See.

Tab. 4: Überblick über die bisherigen Hintergrundwerte für die WRRL-Wasserkörpertypen. Für die offene Ostsee wurden unter HELCOM im Zuge der Revision der Nährstoffzielwerte im Rahmen des TARGREV-Projektes keine Hintergrundwerte, sondern nur Orientierungswerte festgelegt, weshalb diese Gebiete in der Tabelle nicht aufgeführt sind.

Küsten- gewässer- typ	Salzgehalt	Hintergrundwerte WRRL				
		TN (Jahr) [µmol/l]	DIN (Winter) [µmol/l]	TP (Jahr) [µmol/l]	DIP (Winter) [µmol/l]	Chl-a [µg/l]
B1	< 5	10	7,3	0,53 - 0,3	0,23 - 0,13	8,5
B2a	5 - 10	12,7	8	0,6	0,267	1,6
B2b	> 10 - 18	8	7,3	0,3	0,13	1,3
B3a	5 - 10	12	7,3	0,6	0,267	1,5
B3b	> 10 - 18	9,3	7,3	0,4	0,16	1,3
B4	10 - 30	10	7,3	0,6 - 0,5	0,23 - 0,19	1,3

Tabelle 5 gibt einen Überblick über die bisherigen Orientierungswerte (als Schwelle zwischen dem guten und mäßigen Zustand) für Nährstoffe für die einzelnen WRRL-Wasserkörpertypen, wie sie im RAKON Arbeitspapier II „Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten“ von 2007 (LAWA 2007) festgelegt wurden. Darüber hinaus werden auch die von der Baltic GIG festgelegten Schwellenwerte für Chlorophyll-a und die für die deutsche Ostsee relevanten HELCOM-Becken aufgeführt. Letztere basieren auf den Ergebnissen des HELCOM TARGREV-Projektes und wurden bei HELCOM HOD 39 in 2012 verabschiedet.

Wie auch bei den Hintergrundwerten ist auffällig, dass die Schwellenwerte für Chlorophyll-a, im Gegensatz zu den Hintergrundwerten für die Nährstoffe, einen deutlichen Gradienten von den inneren zu den äußeren Küstengewässern zeigen (Sagert et al 2008). Vergleicht man die WRRL-Nährstofforientierungswerte mit den HELCOM TARGREV-Orientierungswerten zeigt sich für DIN, nicht jedoch für DIP, ein deutlicher Sprung zwischen den äußeren Küstengewässern und der offenen See. Auch dieser dürfte eher auf die methodischen Unsicherheiten bei der Ableitung der DIN-Orientierungswerte durch das TARGREV-Projekt als durch ökologische Gegebenheiten begründet sein. Für den Chlorophyll-a-Schwellenwert ergibt sich hingegen eine relativ gleichförmige Abnahme von den inneren Küstengewässern zur offenen See, die die ökologischen Gegebenheiten einer abnehmenden Nährstoffbelastung mit zunehmender Entfernung von der Küste gut widerspiegelt.

Tab. 5: Überblick über die bisherigen Schwellen- bzw. Orientierungswerte für die WRRL-Wasserkörpertypen und die relevanten HELCOM-Ostseebecken (TARGREV, HELCOM 2013c)

Küsten- gewässertyp	Schwellen- bzw. Orientierungswerte					
	Salzgehalt	TN (Jahr) [µmol/l]	DIN (Winter) [µmol/l]	TP (Jahr) [µmol/l]	DIP (Winter) [µmol/l]	Chl-a [µg/l]
	WRRL					
B1	< 5	15	11	0,8 - 0,44	0,34 - 0,2	12,7
B2a	5 - 10	19	12	0,92	0,4	2,4
B2b	> 10 - 18	12	9	0,44	0,2	1,95
B3a	5 - 10	18	11	0,9	0,4	2,3
B3b	> 10 - 18	14	11	0,58	0,24	1,9
B4	10 - 30	15	11	0,9 - 0,77	0,34 - 0,29	1,9
	HELCOM (2013c)					
HELCOM- Ostseebecken						
Kieler Bucht	15	< 22,2	5,5	< 1	0,57	2,0
Mecklenb. Bucht	12 - 13	< 21,65	4,3	< 1	0,49	1,8
Arkonasee	7 - 9	-	2,9	0,66	0,36	1,8
Bornholmbecken		-	2,5	0,57	0,3	1,8

2.4 Aktuelle Abweichungen von den bisherigen Orientierungswerten

Für die Wasserkörper der inneren und äußeren Küstengewässertypen nach WRRL wurden von der Arbeitsgemeinschaft „Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt der Nord- und Ostsee“ Hintergrund- und Orientierungswerte der Nährstoffkonzentrationen entwickelt (Brockmann et al. 2005, BLMP AG WRRL 2007), die für die Ostsee-Typen auch als Grundlage für die Eutrophierungsbewertung der HELCOM genutzt wurden. Die von der BLMP AG WRRL erarbeiteten Referenz- bzw. Hintergrundwerte und Orientierungswerte für die Schwelle zwischen sehr gutem und gutem bzw. gutem und mäßigem Zustand sind 2007 in die Rahmenkonzeption Monitoring der LAWA, Teil B (LAWA 2007) aufgenommen worden. In die neue Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) wurden 2011 nur die Hintergrundwerte übernommen und damit bundesweit rechtsverbindlich eingeführt. Somit sind die Orientierungswerte nach wie vor eine Empfehlung, welche das Erreichen des guten ökologischen Zustands nach WRRL unterstützen sollen.

Die Konzentrationsbereiche für Typ B2 (a/b) und B3 (a/b) sind so zu verstehen, dass der erste, höhere Wert dem niedrigen und der zweite, niedrige Wert dem höheren Salzgehalt zugeordnet wird (Tab. 5). Die jeweiligen Orientierungswerte für einzelne Monitoring-Stationen oder Wasserkörper werden aus den langjährigen Salzgehalten durch Interpolation ermittelt (vgl. Kap. 2.3). Für die Bewertung werden die Jahresmittelwerte von Gesamt-Phosphor und Gesamt-Stickstoff bzw. die Winterwerte (November bis Februar) der Nährstofffraktionen anorganischer gelöster Stickstoff (DIN), Nitrat (NO₃) und anorganisches gelöstes Phosphat (DIP) den jeweiligen Orientierungswerten gegenübergestellt. Eine Unterschreitung der Orientierungswerte ist gleichzusetzen mit dem guten Zustand für diesen Parameter.

Die Orientierungswertüberschreitung in den Wasserkörpern ist in Abb. 11 und in Tab. 2-A im Anhang dargestellt. Dazu wurde der Mittelwert aus der Datenreihe 2007-2012 mit den Orientierungswerten verglichen. Für Gesamt-Phosphor und Gesamt-Stickstoff wurden alle Daten der Zeitreihe, für Chlorophyll-a nur die Daten von Mai bis September verwendet. Um die Überschreitung des Orientierungswertes graphisch darzustellen, wurde die prozentuale Abweichung farblich kodiert. Diese Einteilung ist jedoch nicht mit einer Klassifizierung gleichzusetzen, sondern macht lediglich das Ausmaß der Orientierungswertüberschreitung deutlich.

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

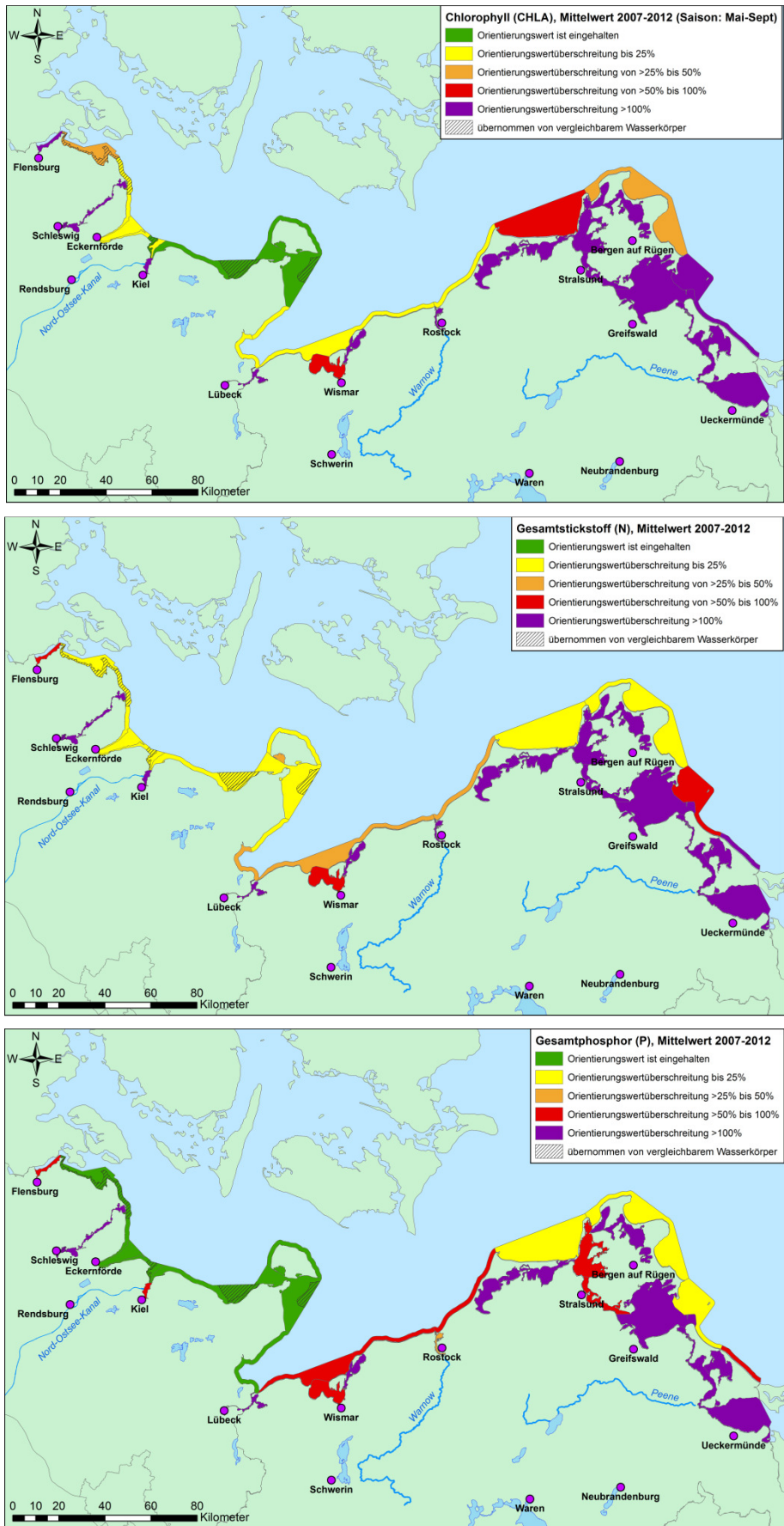


Abb. 11: Überschreitung der bisherigen Schwellenwerte gut/mäßig für Chlorophyll-a (oben), Orientierungswerte für Gesamt-Stickstoff (Mitte) und Gesamt-Phosphor (unten) in den Wasserkörpern der deutschen Ostseeküste, Zeitreihe 2007 bis 2012

Im deutschen Küstengebiet zeigt sich ein deutlicher Belastungsgradient von den inneren Küstengewässern zu den äußeren Küstengewässern, der auf die landseitigen Nährstoffeinträge zurückzuführen ist. Die höchsten Nährstoffkonzentrationen werden in Gewässern mit Flusseinträgen festgestellt. Problemgebiete sind daher Wasserkörper mit geringem Wasseraustausch und relativ großem Einzugsgebiet wie der Trave, Unterwarnow, Darß-Zingster Bodden, Peenestrom und Kleines Haff (Abb. 11). Die Oder, die auf polnischer Seite in die Ostsee mündet, ist für das östliche Seegebiet Mecklenburg-Vorpommerns die weitaus bedeutendste Nährstoffquelle (vgl. Kap. 2.1.3). Die hohen Nährstoffeinträge werden in den Wasserkörpern der inneren Küstengewässer in sehr hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen umgesetzt. Überschreitungen um mehrere hundert Prozent bis zum 20-fachen des Orientierungswertes sind Realität. In den B3- und B4-Wasserkörpern der schleswig-holsteinischen Außenküste dagegen werden die Schwellen- bzw. Orientierungswerte für Chlorophyll-a und Phosphor teilweise eingehalten (Abb. 11). Insgesamt sind die derzeit gültigen Orientierungswerte für die Wasserkörper des Typs B1 und teilweise auch B2 unrealistisch niedrig. Im Extremfall, wie bspw. dem Kleinen Haff, mit direktem Zustrom von nährstoffreichem Oderwasser, sind die Orientierungswerte für Phosphat geringer als für die offene Ostsee im Arkona-becken (Tab. 5).

2.5 Bisher durchgeführte Maßnahmen

2.5.1 Punktquellen

Die Europäische Gemeinschaft hat 1991 mit der EG-Kommunalabwasserrichtlinie einheitliche Anforderungen an die Abwasserbeseitigung in den Mitgliedstaaten festgelegt, um die Gewässer vor Belastungen aus Abwassereinleitungen zu schützen. Die Richtlinie wurde im Jahr 1997 mit Verordnungen über die Beseitigung bzw. Behandlung von kommunalem Abwasser in den Ländern Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern in Landesrecht umgesetzt.

Stand der Abwasserbeseitigung in M-V 2011/12 (Lagebericht 2013)

In Mecklenburg-Vorpommern stieg der Anschlussgrad an die zentrale Abwasserbeseitigung von 63 % im Jahre 1990 auf 87,6 % im Jahre 2010. Die Länge des öffentlichen Kanalnetzes zur zentralen Abwasserbeseitigung nahm von rd. 8.000 km im Jahr 1998 auf insgesamt 15.157 km im Jahr 2010 zu, davon entfallen auf die Trennkanalisation 14.533 km (96 %) und auf die Mischkanalisation 624 km (4 %) (LUNG 2013b).

Mit Stand vom 31.12.2012 wurden in Mecklenburg-Vorpommern 571 kommunale Kläranlagen (KA) ab 50 Einwohnerwerten (EW) registriert. 368 Anlagen (64 %) verfügen lediglich über eine mechanisch-biologische Reinigungsstufe, reinigen jedoch nur 5,5 % des gesamten anfallenden kommunalen Abwassers. 203 der Anlagen erbringen mit einer weitergehenden Abwasserreinigung 94,5 % der Reinigungskapazität. Sämtliche KA mit Ausbaugrößen von mehr als 10.000 EW (62 Anlagen), sind mit den 4 Reinigungsstufen mechanisch-biologische Reinigung, Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphoreliminierung ausgerüstet. Sie verfügen über etwa 88 % der Anlagenreinigungskapazität. Dadurch konnte der Abbaugrad der KA mit der Größenklasse 3 bis 5 beim Gesamt-Phosphor auf über 95 % und beim Gesamt-Stickstoff auf rund 91 % erhöht werden (LUNG 2013b).

Etwa 11 % der Bevölkerung werden im Flächenland Mecklenburg-Vorpommern langfristig für die Abwasserbeseitigung ihrer Wohngrundstücke Kleinkläranlagen (KKA) und Abwassersammelgruben betreiben müssen. Seit 1998 besteht ein Förderprogramm zur biologischen Abwasserreinigung in KKA. Dieses wurde in den Jahren 2009-2013 intensiviert, um auch für die zahlreichen Anlagen < 50 EW eine verbesserte Abwasserreinigung zu erreichen.

Stand der Abwasserbeseitigung in S-H 2012 (Lagebericht 2012)

In Schleswig-Holstein stieg der Anschlussgrad an die zentrale Abwasserbeseitigung von 87,6 % im Jahre 1991 auf 94,6 % im Jahre 2010. Die Länge des öffentlichen Kanalnetzes zur zentralen Abwasserbeseitigung nahm von rd. 20.534 km im Jahr 1998 auf insgesamt 24.707 km im Jahr 2010 zu, davon entfallen auf die Trennkanalisation 23.083 km (93,4 %) und auf die Mischkanalisation 1.624 km (6,6 %) (Statistikamt Nord 2012).

Mit Stand vom 31.12.2012 wurden in Schleswig-Holstein 797 kommunale Kläranlagen (KA) ab 50 Einwohnerwerten (EW) betrieben. 577 Anlagen (72 %) verfügen lediglich über eine mechanisch-biologische Reinigungsstufe, reinigen jedoch nur 9,3 % des insgesamt anfallenden kommunalen Abwassers. 220 Anlagen erbringen mit einer weitergehenden Abwasserreinigung 93,4 % der Reinigungskapazität. Sämtliche KA mit Ausbaugrößen von mehr als 10.000 EW (65 Anlagen) sind mit den 4 Reinigungsstufen mechanisch-biologische Reinigung, Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphoreliminierung ausgerüstet. Sie verfügen über etwa 85 % der Anlagenreinigungskapazität. Dadurch konnte der Abbaugrad der KA mit der Größenklasse 3 bis 5 beim Gesamt-Phosphor auf über 97 % und beim Gesamt-Stickstoff auf rund 91 % erhöht werden.

Etwa 5,4 % der Bevölkerung werden im Flächenland Schleswig-Holstein langfristig für die Abwasserbeseitigung ihrer Wohngrundstücke Kleinkläranlagen (KKA) und Abwassersammelgruben betreiben müssen. Seit 1987 bestand ein Förderprogramm zur biologischen Abwasserreinigung in KKA, um auch für die zahlreichen Anlagen < 50 EW eine verbesserte Abwasserreinigung zu erreichen. Das Programm lief Ende 2013 aus.

2.5.2 Diffuse Quellen

Die wissenschaftliche Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) weisen in ihrer aktuellen Kurzstellungnahme „Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen“ darauf hin, dass trotz beachtlicher Fortschritte in den letzten zwanzig Jahren zentrale, mit der Düngegesetzgebung verfolgte Umweltziele im Agrarbereich Deutschlands nach wie vor nicht erreicht sind. Beispielsweise ist die Einhaltung maximaler Stickstoffsalden von + 80 kg N/ha/Jahr noch lange nicht erzielt (SRU 2013). Da die Düngeverordnung (DüV) ein zentrales Instrument des Aktionsprogramms Deutschlands zur Erfüllung der Vorgaben der EU-Nitratrichtlinie ist, fordern sie eine deutliche Verschärfung der Anforderungen der DüV mit weiterreichenden Maßnahmen.

Fast alle EG-Richtlinien mit Vorschriften zum Gewässerschutz sind in der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) aufgeführt und als sog. grundlegende Maßnahmen umzusetzen. Folgende grundlegende Maßnahmen wurden auf EU- und nationaler Ebene bereits umgesetzt. Das betrifft insbesondere Maßnahmen zur Minderung diffuser Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft. Dazu gehört die Umsetzung der EG-Nitrat-Richtlinie durch die Düngeverordnung (DüV). Mit der Novelle der DüV im Jahr 2006 werden erhöhte Anforderungen an die Landwirtschaft zur Umsetzung der Nitrat-RL gestellt, die zur weiteren Minderung der Nitratreinträge in die Gewässer führen sollen. Eine erneute Novellierung der DüV steht derzeit an. Die Umsetzung der EG-Klärschlammrichtlinie erfolgt durch die Klärschlamm-Verordnung und die Düngeverordnung. Sie regelt die Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft als Dünger mit dem Ziel, Umweltbelastungen zu verhindern. Die EG-Trinkwasserschutzrichtlinie schreibt einen Grenzwert von 50 mg/l Nitrat im Trinkwasser vor. Diese Richtlinie wird durch die Trinkwasser-Verordnung umgesetzt. Der Höchstwert von 50 mg/l Nitrat ist auch in der 2007 in Kraft getretenen Grundwasser-Richtlinie (umgesetzt in der Grundwasser-Verordnung) festgesetzt. Die Einhaltung dieser Vorschriften wird bei den landwirtschaftlichen Betrieben durch Kontrollen auf Grundlage von Cross Compliance sowie des jeweiligen Fachrechtes überprüft.

Um das Problem der diffusen Nährstoffeinträge weitergehend zu bearbeiten, wurde von den wasserwirtschaftlichen und landwirtschaftlichen Fachbehörden in Mecklenburg-Vorpommern ein gemeinsames „Konzept zur Minderung der diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer und in das Grundwasser“ erarbeitet (MLUV M-V 2011).

Danach hat die Umsetzung der grundlegenden Maßnahmen (Düngeverordnung, Bodenschutz, Klärschlamm-Verordnung, gute fachliche Praxis) oberste Priorität. Daneben sind freiwillige ergänzende Maßnahmen geplant, wie Landwirtschaftsberatung, Landwirtschaftsforschung und Agrarumweltmaßnahmen. Mit Pilotprojekten zu Retentionsflächen, kontrollierter Dränung und Moorschutz werden Möglichkeiten zu Nährstoffreduzierungen durch landwirtschaftliches Wassermanagement geprüft (Gelbrecht & Zak 2008, Gelbrecht et al. 2008). Das Konzept wird bis 2015 umgesetzt.

2.5.3 Trends bei den Nährstoffeinträgen

Punktquellen

Der Nährstoffeintrag in die Gewässer und insbesondere der Eintrag von Phosphor aus KA hat sich mit Umsetzung der EG-Kommunalabwasserrichtlinie drastisch verringert. So sind Direkteinleitungen von Gesamtphosphor an der deutschen Ostseeküste aus den KA der Städte Flensburg, Schleswig, Kiel, Lübeck, Wismar, Rostock, Stralsund und Greifswald von 522 t im Jahr 1990 auf 11,2 t im Jahr 2012 um 98 % gesunken. Im gleichen Zeitraum verringerte sich der Eintrag von Gesamtstickstoff von 5.226 t auf 686 t um 87 % (Abb. 12).

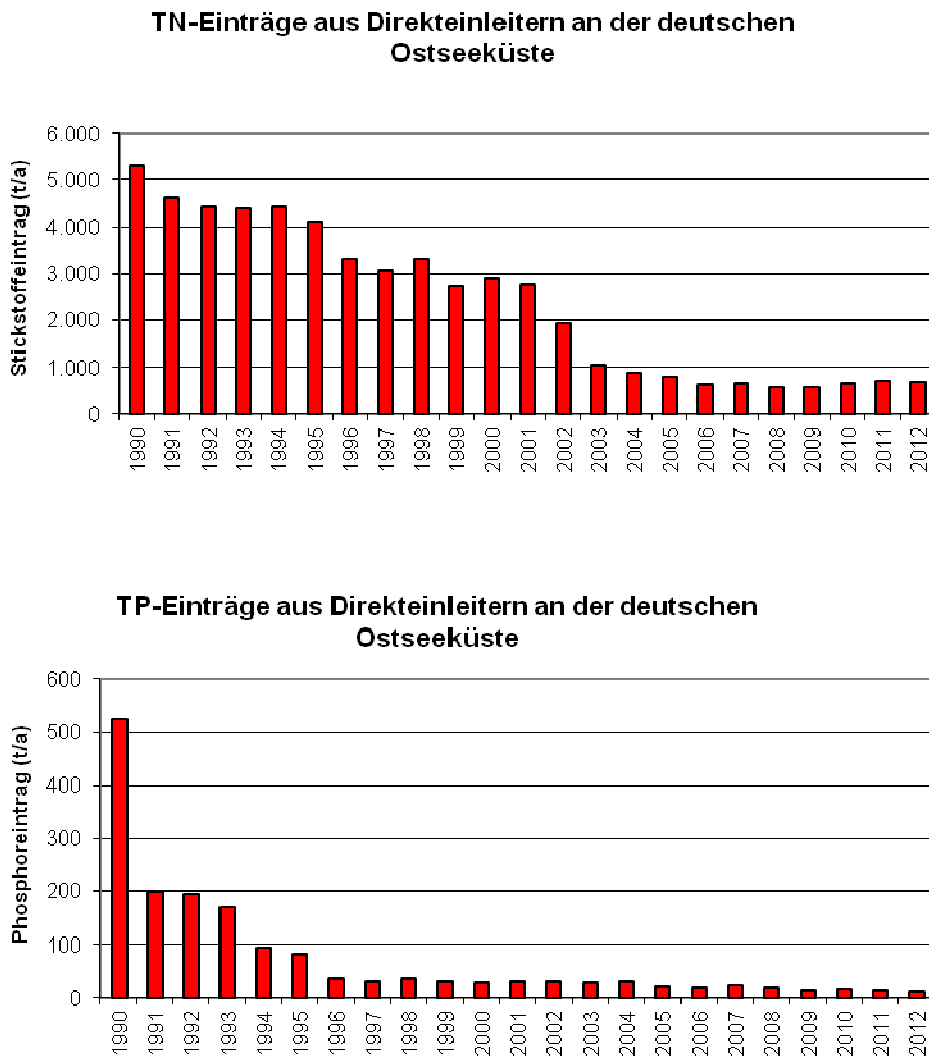


Abb. 12: Entwicklung der Einträge von Gesamt-Stickstoff (oben) und Gesamt-Phosphor (unten) aus Direkteinleitern (Flensburg, Schleswig, Kiel, Lübeck, Wismar, Rostock, Stralsund, Greifswald)

Während die KA der Größenklasse (GK) 4 und 5 (> 10.000 EW) mit der 3. und 4. Reinigungsstufe ausgerüstet sind, besteht bei KA der GK 1 bis 3 (< 10.000 EW) Potential zur P-Reduktion durch Einführung einer P-Simultanfällung. Eine Studie zu „Möglichkeiten zur Optimierung der chemischen Phosphorfällung an hessischen Kläranlagen“ zeigt, dass durch den Einsatz von P-Simultanfällung bis zu 44 % der Gesamt-Phosphoremissionen bezogen auf die Ausgangsemission eliminiert werden können. Die Orthophosphat-Fracht reduziert sich zum Ist-Zustand um etwa 70 % (EAWAG 2008).

Flusseinträge

Die flussbürtigen Einträge von Gesamtphosphor sind seit Ende der 1980er und Anfang der 1990er Jahre deutlich zurückgegangen, die Phosphorfracht hat um rund 60 % abgenommen. Seit Mitte der 1990er Jahre bis 2011 stagniert die Phosphorfracht im Mittel bei etwa 520 t. Im Jahr 2011 wurden durch das Sommerhochwasser in Mecklenburg-Vorpommern (LUNG 2013a) 840 t Gesamt-Phosphor in die Ostsee eingetragen, so viel wie seit 1994 nicht mehr (Abb. 13).

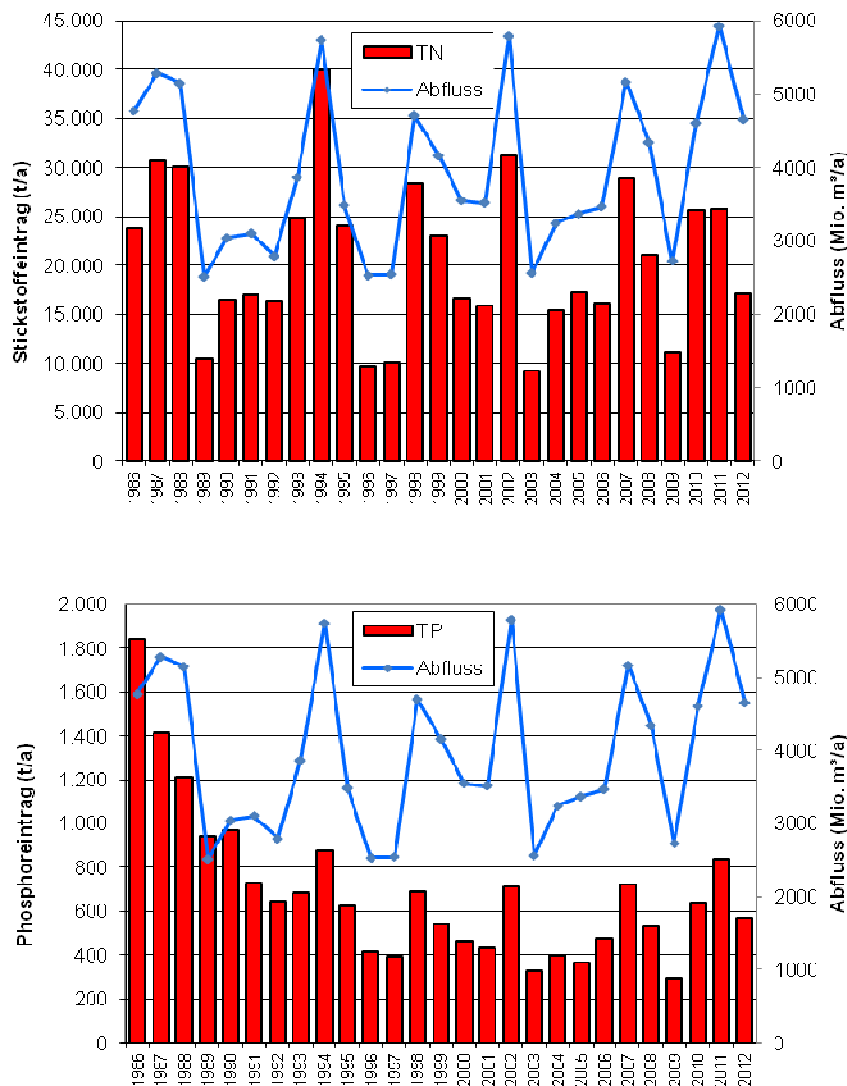


Abb. 13: Entwicklung der flussbürtigen Einträge von Gesamt-Stickstoff (oben) und Gesamt-Phosphor (unten) aus dem deutschen Ostsee-Einzugsgebiet

Im Gegensatz zum Gesamt-Phosphor ist beim Gesamt-Stickstoff kein Trend festzustellen. Die Gesamt-Stickstoff-Frachten haben im Zeitraum 1986-2008 um etwa 13 % abgenommen (Nausch et al. 2011). Die Einträge sind eng an das Abflussgeschehen gekoppelt. Ursachen dafür dürften die hohen Stickstoffbilanzüberschüsse in den landwirtschaftlich genutzten Böden und der Austrag aus dränierten Flächen sein (BIOTA 2008). Im Mittel 1994-2011 wurden rund 20.500 t Gesamt-Stickstoff aus dem deutschen Ostsee-Einzugsgebiet emittiert.

Im Vergleich zu den Nährstoff-Frachten aus dem Ostsee-Einzugsgebiet sind die Einträge aus der Oder um ein Vielfaches größer (vgl. Kap.2.1.3). Sie beeinflussen maßgeblich den Trophiestatus der östlichen Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (Stettiner Haff, Peenestrom, Greifswalder Bodden und Pommersche Bucht bis zum südlichen Arkonabacken).

Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern

Der deutliche Rückgang der Phosphor-Frachten bis Mitte der 1990er Jahre zeigt sich auch in einem Rückgang der Phosphor-Konzentrationen in den Küstengewässern und der vorgelagerten Ostsee. Ab Mitte der 1990er Jahre schwanken die Werte auf einem relativ stabilen Niveau. Dieser Trend ist bei den Stickstoff-Konzentrationen ähnlich, aber nicht so stark ausgeprägt. Im Vergleich der Zeitreihe 1980-1990 und 2000-2010 (Mittelwert von 12 Trendmessstellen in Mecklenburg-Vorpommern) nahm die Konzentration von Gesamt-Phosphor um 50 % und von Gesamt-Stickstoff um 43 % ab (LUNG 2013a). Besonders in den inneren Küstengewässern Trave, Warnow, Darß-Zingster Bodden, Peenestrom und Stettiner Haff spiegeln sich jedoch die nach wie vor hohen Nitrat-Einträge in zeitweise sehr hohen Konzentrationen wider, ganz ausgeprägt in niederschlagsreichen Jahren. Die Nitrat-Konzentrationen liegen deshalb um das 50- bis 70-fache über den Werten der offenen Ostsee (Nausch et al. 2011).

3 Neuer wissenschaftlicher Ansatz

3.1 Anforderung an den überarbeiteten wissenschaftlichen Ansatz

Die von der ARGE BLMP im Jahr 2007 herausgegebenen Hintergrund- und Orientierungswerte (BLMP AG WRRL 2007) haben einige Inkonsistenzen (vgl. Kapitel 2.2), die durch den überarbeiteten Ansatz überwunden werden sollen.

Auffällig ist, dass kein Gradient zwischen den Orientierungswerten der inneren Küstengewässer (Typ B1 und B2) gegenüber den äußeren Küstengewässern (Typ B3 und B4) und weiter bis zur offenen Ostsee besteht (s. Tab. 5 in Kap. 2.3). Dagegen zeigen die aktuellen Messwerte sehr deutliche Gradienten (Nausch et al. 2011). Untersuchungen von Schernewski et al. (2006) im Stettiner Haff zeigen ebenfalls, dass es Gradienten auch schon in vorindustriellen Zeiten gegeben hat. Entsprechend müssen sich die Gradienten von Emissionsquellen über die inneren und äußeren Küstengewässer zur offenen Ostsee im Referenzzustand und den daraus abgeleiteten Orientierungswerten widerspiegeln.

Kritisch ist weiterhin, dass die aktuell gültigen Hintergrundwerte auf Annahmen basieren, die anthropogenen Einfluss ausschließen, insbesondere dass die Einzugsgebiete vom Menschen weitgehend unberührt und vollständig bewaldet waren (Behrendt et al. 2003a, Brockmann et al. 2005). Diese Situation ist aber sowohl künstlich als auch hypothetisch und war in den letzten 6.000 Jahren nicht gegeben. Damit widersprechen die zu Grunde gelegten Flussfrachten nicht nur den Anforderungen an Referenzbedingungen gemäß WRRL, sondern erzeugen unerreichbar niedrige Orientierungswerte insbesondere in den inneren Küstengewässern und am Übergabepunkt limnisch-marin. Im Gegensatz dazu scheinen die historischen Frachten von 1880 (Szenario 4, vgl. Kap. 3.2) eine geeignete Basis zur Berechnung des Referenzzustandes gemäß WRRL zu sein, da sie zum LAWA-Ansatz für Fließgewässer passen und mit den historischen Konzentrationen in der Ostsee korrespondieren. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Küstengewässer der Ostsee um 1880 noch nicht von Eutrophierung betroffen waren, da der Makrophytendeckungsgrad und die Wassertransparenz hoch waren (Blümel et al. 2002, Schories et al. 2006). Außerdem entspricht der Ansatz, die historischen Frachten um 1880 (Szenario 4) zur Ableitung von Hintergrundwerten für Nährstoffe in den Küstengewässern zu verwenden, der Definition des Referenzzustands nach den Leitlinien zur Typologie, zu Referenzbedingungen und Klassifikationssystemen für Übergangs- und Küstengewässer für die WRRL (CIS 2003, Abschnitt 4.1.6. „...it is unrealistic to base reference conditions upon historic landscapes that no longer exist in modern Europe“).

Vom bisherigen Ansatz werden durch die reine Abhängigkeit der Orientierungswerte vom Salzgehalt hydrodynamische Prozesse und räumliche Transportvorgänge in der Ostsee sowie die Exposition der einzelnen Wasserkörper vernachlässigt. Zusätzlich basieren die aktuell gültigen Orientierungswerte auf wenigen Flusseinträgen und berücksichtigen die diffusen Einträge nicht.

Stattdessen erscheint eine regional differenzierte Neuberechnung der Nährstoff-Referenz- und Orientierungswerte basierend auf realistischen und regionalisierten Nährstoffeinträgen für alle Küstengewässer der Ostsee erforderlich – und zwar für jeden einzelnen Wasserkörper und nicht mehr auf Ebene der Gewässertypen. Dabei sollen auch Verschiebungen der Nährstofflimitation vom Referenz- zum heutigen Zustand berücksichtigt werden (vgl. Tab. 10, Abschnitt 3.5).

Die Gewässerqualität der deutschen Wasserkörper wird nicht nur von deutschen Nährstoffeinträgen bestimmt, viel mehr müssen polnische Einträge (über die Oder) oder dänische bei der Abschätzung von Eintragsreduktionen berücksichtigt werden.

3.2 Modellierung der Referenzsituation für die deutschen Ostsee-Einzugsgebiete

Das Einzugsgebiet der deutschen Ostseeküste umfasst ein Gebiet von $\approx 28.600 \text{ km}^2$ im Nordosten Deutschlands. Zur Ableitung von Referenzwerten für die Einträge von Stickstoff (N) und Phosphor (P) wurde das Model MONERIS angewandt (Abb. 14), welches Nährstoffeinträge über unterschiedliche diffuse und punktuelle Quellen in Gewässersysteme quantifiziert, als auch die Retention und die Nährstofffracht in den Gewässern widerspiegelt (Behrendt et al. 2000, 2002, 2003b, c; Behrendt & Dannowski 2005; Venohr et al. 2009, 2011).

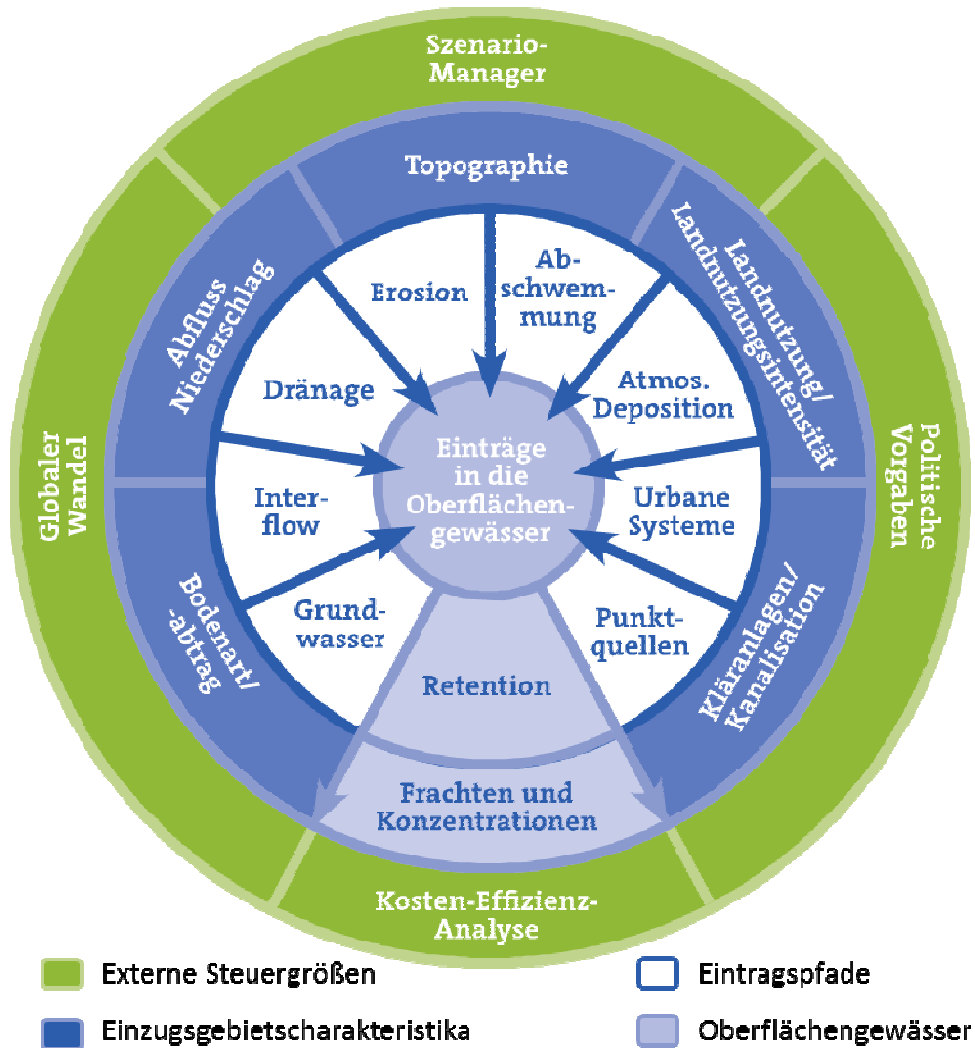


Abb. 14: Eintragspfade und -prozesse für die Modellberechnung mit MONERIS

Eingangsdaten

Um eine Referenzsituation für die deutschen Ostsee-Einzugsgebiete modellieren zu können, wurde im ersten Schritt nach historischen Eingangsdaten für die Modellierung geforscht. Die ältesten, verfügbaren Daten liegen mit dem Stand um das Jahr 1880 im Rahmen der Statistischen Jahrbücher des Deutschen Reiches (Kaiserliches Statistisches Amt, 1878-1880) vor. Dieser Datenstand erlaubt die Erstellung eines konsistenten umfassenden Datensatzes für die Modellierung. Die für das Modell MONERIS notwendigen Daten wurden für die nach Flusseinzugsgebieten unterteilten 172 Analysegebiete des deutschen Ostsee-Einzugsgebiets generiert. Nicht verfügbare Daten wurden über Literaturrecherchen und/oder Expertenwissen ergänzt.

Landnutzungsdaten wurden über die Statistiken des Jahres 1878 generiert (Kaiserliches Statistisches Amt 1879). Um eine höhere räumliche Auflösung zu erzielen, wurde mithilfe aktueller Landnutzungsdaten (EEA 2005) die prozentuale Verteilung der einzelnen historischen Landnutzungskategorien auf die Ebene der Analysegebiete übertragen. Die Karte zur potentiellen Erosion wurde am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin (IGB) unter Verwendung der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) nach Schwertmann (1987; Fuchs et al. 2010) und auf Basis des Digitalen Höhenmodells NASA-SRTM (NASA-SRTM 2005) sowie des Landnutzungsdatensatzes CORINE Landcover (EEA 2005) und der Europäischen Bodenkarte des Soil Bureau (JRC 2007) erzeugt. Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktoren (C-Faktoren) wurden anhand der Fruchtartenverteilung in den landwirtschaftlichen Statistiken des Jahres 1878 generiert (Deumlich & Frielinghausen 1994, Auerswald & Kainz 1998, Schwertmann et al. 1990). Die Größenordnung dieser Werte stimmt überein mit den Schätzungen des Bodenabtrags um 1880 von H.-R. Bork (pers. Kommunikation 2012; Bork et al. 1998). Der Anteil der dränierten Flächen am Ackerland wurde mit 9 % angenommen und entspricht den Abschätzungen für Preußen um das Jahr 1880 (Gadegast et al. 2011). Die aktuelle Verteilung der Dränagen im Einzugsgebiet (Koch et al. 2010, Tetzlaff & Kuhr 2011) wurde angewandt, um auf Grundlage dieser prozentualen Angabe die Dränflächen im Einzugsgebiet nach dem bestehenden Dränbedarf in den unterschiedlichen Naturräumen zu verteilen. Die Stickstoffüberschüsse wurden anhand der OECD-Methode (OECD 2001, OECD & EUROSTAT 2007) auf Jahresbasis berechnet. Dazu wurden die statistischen Daten von 1880 zur Landnutzung, Fruchtartenverteilung und Ernterträgen sowie den Viehbeständen verwendet. Weitere Informationen zu den Daten sind in Tabelle 6 dargestellt, die Anpassung der Modellparameter ist Hirt et al. (2013) zu entnehmen.

Tab. 6: Räumliche und zeitliche Eingangsdaten für die Berechnung der Referenzbedingungen um 1880

Beschreibung	Datensatz	Auflösung	Quelle
Mittlere Hangneigung und Höhenlage der Analysegebiete	Digitales Höhenmodell (DEM) GTOPO30	1 x 1 km	U.S. Geological Survey (USGS 1996)
Landnutzungs-klassifikation	Landnutzungsstatistiken in Kombination mit CORINE Land Cover	Provinzen	Kaiserliches Statistisches Amt (1879), EEA (2005)
Anteil von sand-, ton-, lehm- und schluffdominierten Böden, Hoch- und Niedermoore	BÜK 200 (Bodenübersichtskarte)	1:200.000	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR 1998)
Potentieller Bodenabtrag	Bodenabtragskarte (IGB)	100 x 100 m	Fuchs et al. (2010)
C-Faktor	Fruchtartenverteilung basierend auf Statistiken von 1879, C-Faktoren von Deumlich & Frielinghausen (1994), Auerswald & Kainz (1989) und Schwertmann et al. (1990)	Regierungsbezirke	Kaiserliches Statistisches Amt (1879)
Anteil an Dränflächen in den Analysegebieten	a) Mecklenburg-Vorpommern	a) Raster	a) Koch et al. (2010)
	b) Schleswig-Holstein	b) Bearbeitungsgebiete	b) Tetzlaff & Kuhr (2011), Gadegast et al. (2011)
Hydrogeologie	Geologische Karte von Deutschland (GK 1000)	1:1.000 000	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR 1998)
Bevölkerung	Bevölkerungsstatistik (1882)	Regierungsbezirke	Kaiserliches Statistisches Amt (1880)
Einwohner mit Anschluss an Kanalisationen	Statistik	Stadt	Salomon (1907), Brix et al. (1934 a, b)
Mittlere jährliche und Sommerwerte für Niederschlagssummen und mittlere Werte der Evapotranspiration	interpolierte Niederschlagsdaten (1983-2005)	0,25° x 0,25°	Global Precipitation Climatology Centre (GPCC 2006)
Mittlere Werte des jährlichen Abflusses	Abflusskalibrierung auf Basis von mittleren jährlichen Werten des Niederschlags und mittlere Werte der Evapotranspiration	Analysegebiet	Global Precipitation Climatology Centre (GPCC 2006)
Atmosphärische Deposition (Stickstoffoxide und Ammonium)	Zeitreihe	50 x 50 km	Schöpp et al. 2003
Atmosphärische Phosphor-Deposition	Korrelation von P mit NO _x Werten	Analysegebiet	NO _x Werte nach Schöpp et al. 2003
Nährstoffüberschüsse der Landwirtschaft	Landnutzungs-, Fruchtarten- und Viehbestandsstatistiken	Provinzen	IGB (berechnet nach OECD 2001), Daten: Kaiserliches Statistisches Amt 1879 und EEA (2005)

Szenarienwahl

In einem zweiten Schritt musste entschieden werden, inwieweit die Situation um das Jahr 1880 den Referenzbedingungen entspricht. Es ist davon auszugehen, dass die Bedingungen im Einzugsgebiet um das Jahr 1880 aufgrund des Vorhandenseins von Drainage-Systemen und Kanalisationen in bevölkerungsstarken Gebieten nicht mehr den Referenzbedingungen entsprachen. Da der Abstand des für die historische Situation modellierten Nährstoffwertes zum Referenzzustand unbekannt ist, wurden international vereinbarte Landnutzungskriterien für die Ausweisung von Referenzgewässern gesucht, um das Szenario mit einem geringfügigen anthropogenen Einfluss gemäß der EU-WRRL zu berechnen. Bisher existieren solche abgestimmten Kriterien nur für Seen (Poikäne et al. 2010), jedoch nicht für Fließgewässer.

Um einer Festlegung der Referenzbedingungen nicht vorzugreifen, wurden vier Szenarien berechnet (Tab. 7), die die Spanne von Bedingungen mit geringem anthropogenen Einfluss abdecken (Szenario 1), wie sie sich nach den Landnutzungskriterien für Seen ergeben, bis hin zum historischen Stand um 1880 (Szenario 4). Mit dem auf den Datengrundlagen um 1880 neu erstellten Datensatz wurden Berechnungen mit dem Nährstoffhaushaltsmodell MONERIS für alle vier Szenarien durchgeführt.

Tab. 7: Beschreibung der 4 Szenarien

Beschreibung	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
Landwirtschaft (Landnutzung und Düngung)	Stand 1880	Stand 1880	Stand 1880	Stand 1880
Dränagen	nicht vorhanden	nicht vorhanden	nicht vorhanden	Stand 1880
Einwohner	10 Einwohner/km ²	Stand 1880	Stand 1880	Stand 1880
Kanalisation	nicht vorhanden	nicht vorhanden	Stand 1880	Stand 1880

Ergebnisse

Einträge von Gesamt-Stickstoff (TN) und Gesamt-Phosphor (TP) in die Oberflächengewässer

Als Ergebnis zeigt sich, dass die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer der vier Szenarien zwischen 3.686 t/a und 5.127 t/a variieren (Abb. 15). Der Haupteintragspfad für TN ist der Pfad Grundwasser/Interflow. Die TN-Einträge über diesen Pfad werden hauptsächlich durch die atmosphärische Deposition auf landwirtschaftlichen Flächen beeinflusst, da die relativ geringe Verwendung von künstlichen Düngern um 1880 zu nahezu ausgeglichenen Nährstoffbilanzen führt (Hirt et al. 2013; Gadegast et al. 2014b, in Bearbeitung). Ebenso verursacht die atmosphärische TN-Deposition Einträge über die Pfade Abschwemmung und atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen. Während in Szenario 1 angenommen wird, dass die Einwohnerdichte 10 Einwohner/km² beträgt (Referenzbedingungen für Seen; entspricht \approx 240.000 Einwohner im Einzugsgebiet), wurde bei Szenario 2 von der realen Einwohneranzahl von 1,4 Millionen Einwohnern für das Einzugsgebiet der deutschen Ostseeküste um 1880 ausgegangen. Bei der Annahme, dass die Einwohner auch an die Kanalisation angeschlossen sind, steigt der Eintrag über urbane Systeme an (Szenario 3). Der Grund ist die fehlende oder geringe Abwasserreinigungsleistung durch frühe Kläranlagen im Vergleich zu einem Nährstoffrückhalt während der Bodeninfiltration über undichte Gruben entsprechend der Funktion von Rieselfeldern (Gadegast et al. 2014a). Szenario 4 spiegelt die Modellierung nach der Datenlage um 1880 wieder. Die Berücksichtigung von Drainage-Systemen führt zu einem Anstieg der Einträge über den Pfad Dränagen.

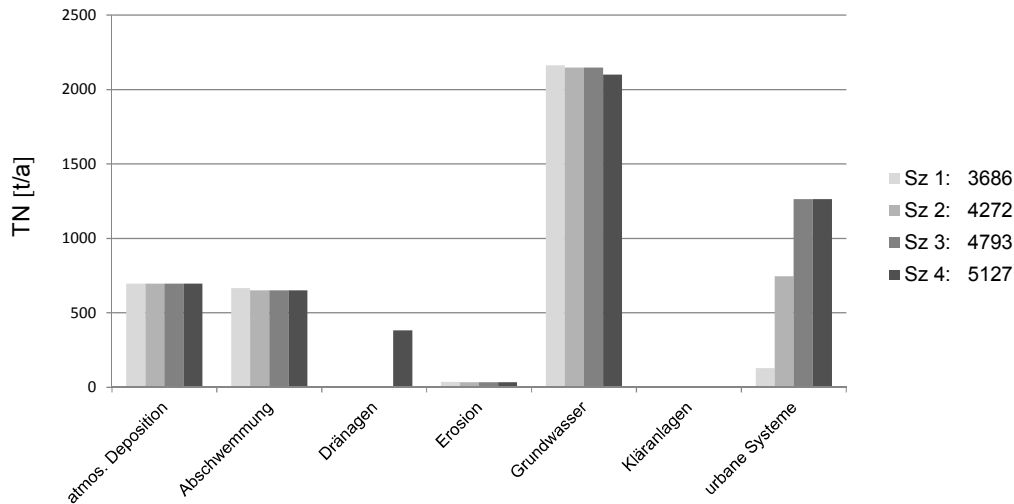


Abb. 15: pfadbezogener TN-Eintrag in Oberflächengewässer für die vier Szenarien

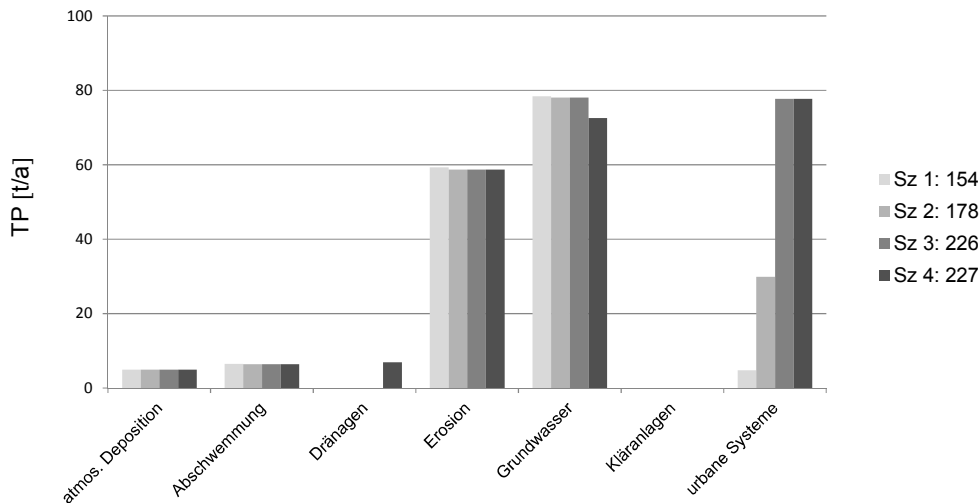


Abb. 16: pfadbezogener TP-Eintrag in Oberflächengewässer für die vier Szenarien

Die Einträge für Phosphor (TP) in die Oberflächengewässer variieren zwischen 190 t/a und 227 t/a (Abb. 16). Haupteintragspfade sind Grundwasser/Interflow, Erosion und urbane Systeme (letztere nur für Szenario 3 und 4). Die Phosphoreinträge über den Pfad Grundwasser/Interflow werden hauptsächlich durch den Phosphorgehalt im Oberboden, die atmosphärische TP-Deposition, dem organischen P-Dünger und durch teilweise schon leicht degradierte Moore gesteuert. Einträge über den Pfad Erosion sind relevant, entsprechen allerdings nur 1/6 der heutigen Werte, was auf den verstärkten Anbau erosionsmindernder Fruchtarten um 1880 und dem geringeren P-Gehalt im Oberboden zurückzuführen ist. Der TP-Eintrag über urbane Systeme für die Szenarien 3 und 4 ist ausgeprägter als der von TN. Das wird vorwiegend durch den vergleichsweise hohen Anteil von TP in der festen Phase der menschlichen Exkremente (TP: 48 %, TN: 15 %), welche nun über Kanalisationen entsorgt werden, verursacht. Die in Szenario 4 berücksichtigten Drainage-Systeme verursachen lediglich niedrige Einträge, da der vorwiegend partikulär gebundene Phosphor im Vergleich zum löslichen Nitrat nur in geringem Maße ausgetragen wird.

Räumliche Verteilung der TN- und TP-Einträge

Die Einträge von TN (Abb. 17) und TP (Abb. 18) in die Oberflächengewässer für das Szenario 1 und 4 liegen im westlichen Teil des Einzugsgebiets höher als im östlichen Teil und sind vorwiegend niederschlagsgesteuert. Allerdings sind höhere TP-Einträge von $> 10 \text{ kg km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ auch im westlichen Bereich von Mecklenburg-Vorpommern und in Teilen auf der Insel Rügen erkennbar, was bspw. in der Verteilung der Bevölkerung, der Hangneigung und der Viehzahlen begründet liegt. Die niedrigsten Einträge für TN und TP sind im südöstlichen Teil von Mecklenburg-Vorpommern erkennbar.

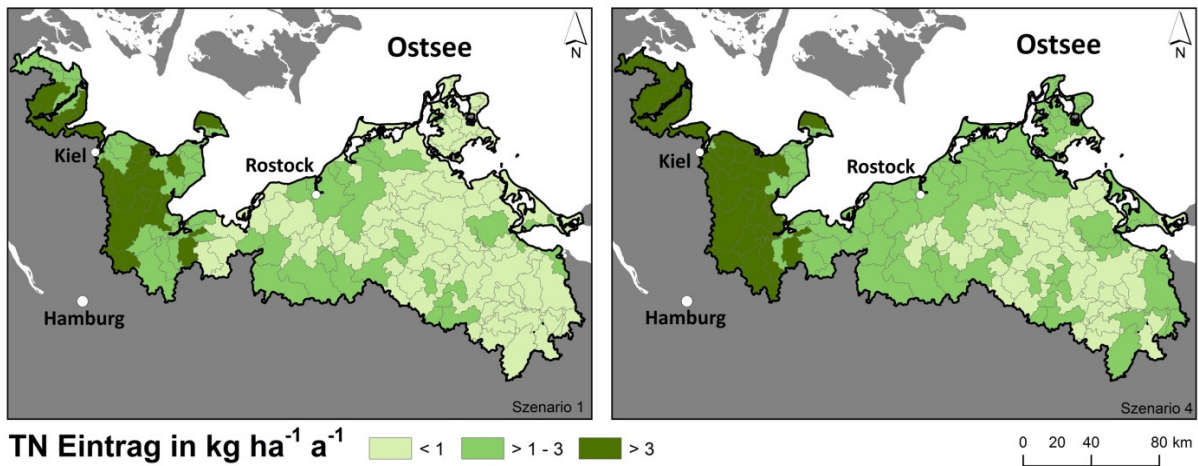


Abb. 17: Räumliche Verteilung des historischen TN-Eintrags in die Oberflächengewässer des Ostsee-Einzugsgebiets für Szenario 1 (links) und Szenario 4 (rechts)

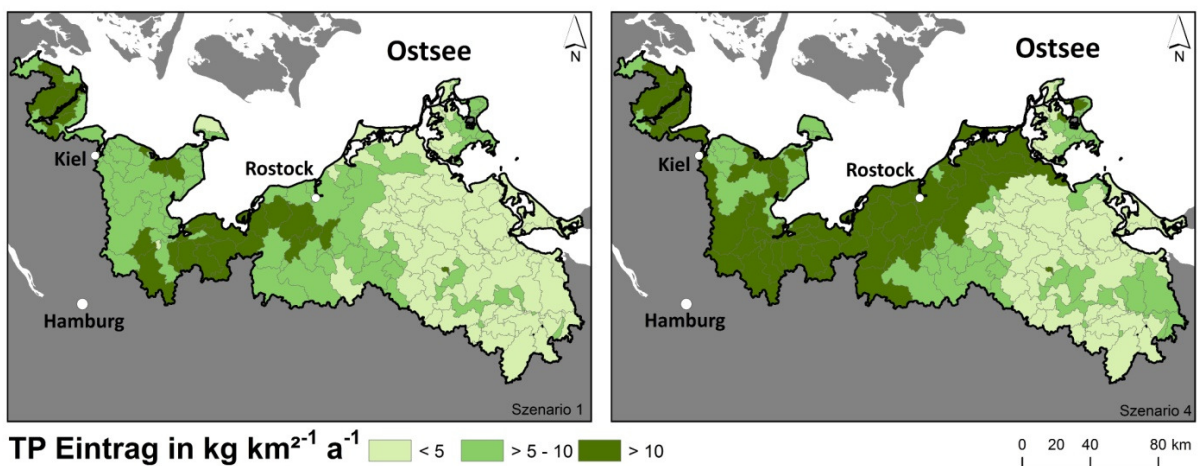


Abb. 18: Räumliche Verteilung des historischen TP-Eintrags in die Oberflächengewässer des Ostsee-Einzugsgebiets für Szenario 1 (links) und Szenario 4 (rechts)

Historische Nährstoffkonzentration in den Oberflächengewässern des Ostsee-Einzugsgebiets

Nährstoffkonzentrationen in Oberflächengewässern sind einerseits abhängig vom Nährstoffeintrag des Einzugsgebiets, andererseits auch von der Verdünnung durch die Menge an Grund- und Regenwasser.

Unter den Bedingungen von Szenario 1 zeigen die meisten Oberflächengewässer in Mecklenburg-Vorpommern TN-Konzentrationen unter $0,5 \text{ mg/l}$, mit Ausnahme der Warnow und

einigen kleineren Flüssen (Abb. 19). In Schleswig-Holstein liegen die berechneten Werte größtenteils zwischen 0,5 und 1 mg/l, wobei einige Flüsse diesen Wert überschreiten. Gründe für die höheren TN-Konzentrationen in Schleswig-Holstein sind einerseits die räumliche Verteilung der TN-Einträge sowie die oben beschriebenen Unterschiede der naturräumlichen Ausstattung. Szenario 4 zeigt lokal höhere Konzentrationen, teilweise über 1 mg/l TN. Prinzipiell stehen diese Ergebnisse im Einklang mit denen von Lewis et al. (1999) und Lewis (2002), welcher eine starke Beziehung zwischen Abfluss und Gesamtfracht in minimal gestörten Einzugsgebieten in den USA nachwies (Tab. 8). Die TP-Konzentrationen der Oberflächengewässer zeigen ein vergleichbares Bild (Abb. 20).

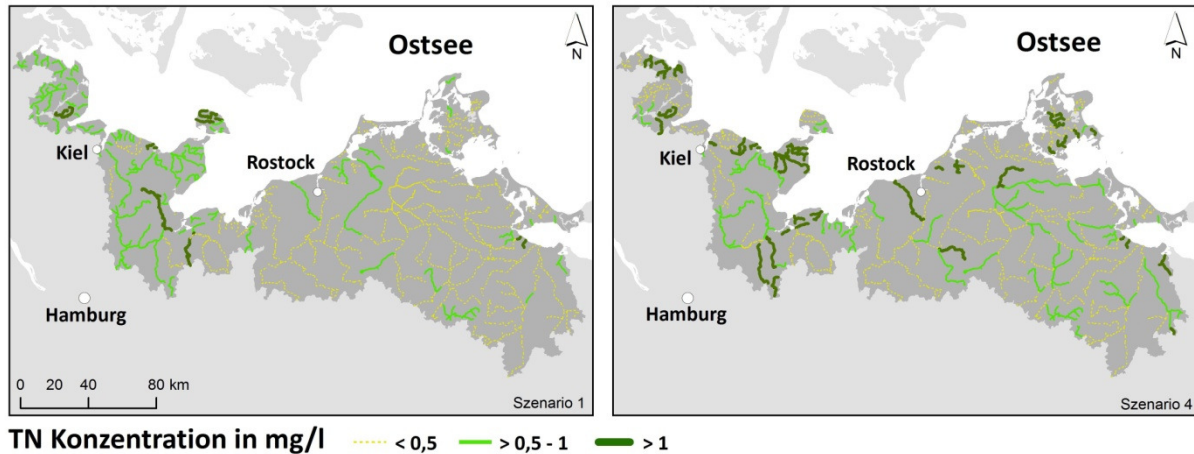


Abb. 19: Räumliche Verteilung der historischen TN-Konzentration in den Oberflächengewässern des Ostsee-Einzugsgebiets für Szenario 1 (links) und Szenario 4 (rechts)

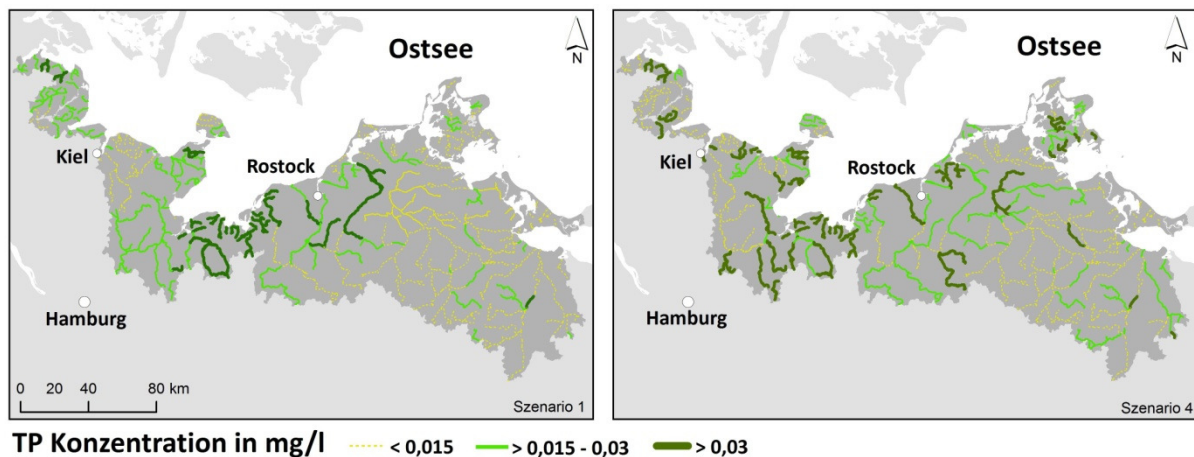


Abb. 20: Räumliche Verteilung der historischen TP-Konzentration in den Oberflächengewässern des Ostsee-Einzugsgebiets für Szenario 1 (links) und Szenario 4 (rechts)

Die berechneten Nährstoffkonzentrationen (TN und TP) der 4 Szenarien in den 172 Analysegebieten sind in der Abbildung 21 dargestellt. Unter den Bedingungen von Szenario 1 zeigen fast alle Analysegebiete TN-Konzentrationen unter 1 mg/l (median: 0,46 mg/l, min: 0,07 mg/l, max: 1,76 mg/l). Lediglich zwei Ausreißer überschreiten den Wert von 1,5 mg/l. Während sich Szenario 2 mit einem Median von 0,53 mg/l (min: 0,9 mg/l, max: 1,8 mg/l) nur geringfügig von Szenario 1 unterscheidet, zeigen Szenario 3 und 4 (median: 0,54 und 0,57 mg/l) eine deutlich höhere Anzahl von Ausreißern. Die TP-Konzentrationen in Szenario 1 liegen deutlich unter 0,05 mg/l, mit Ausnahme von drei Ausreißern (median: 0,019, min:

0,0009 mg/l, max: 0,087 mg/l, Abb. 21). Vergleichbar mit den Werten für TN steigt die Anzahl der Ausreißer in Szenario 3 und 4. Diese Ausreißer spiegeln den gestiegenen Anteil der Bevölkerung mit Kanalisationsanschluss wider und führen in einigen Analysegebieten zu einem enormen Anstieg der TP-Einträge.

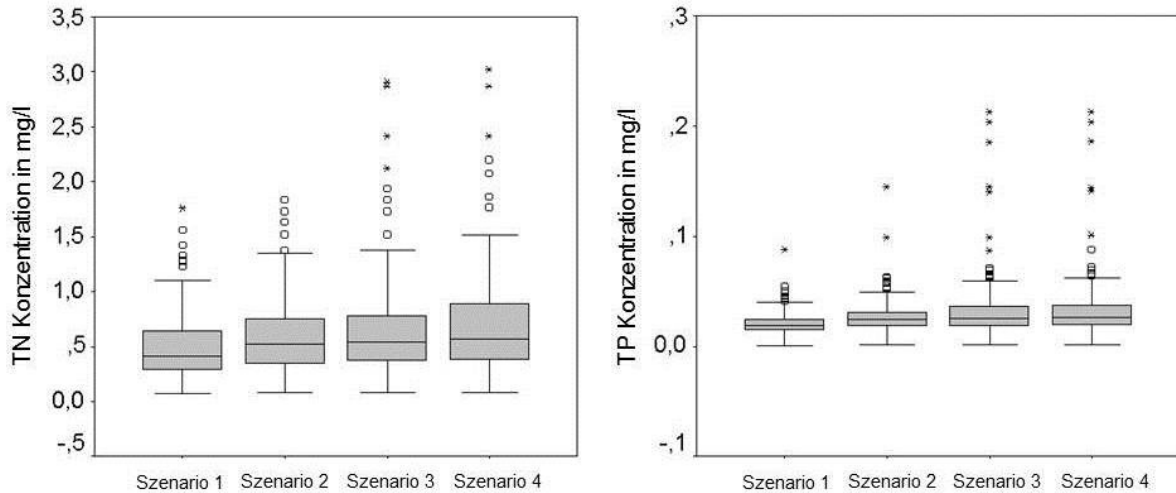


Abb. 21: Berechnete TN- und TP-Konzentration in den Oberflächengewässern des Ostsee-Einzugsgebiets für die vier Szenarien

Validierung

Zur Validierung von Modellergebnissen werden in der Regel berechnete Frachten/Konzentrationen den gemessenen Frachten/Konzentrationen gegenübergestellt. Bei Modellierungen, die auf historischen bzw. Referenzbedingungen basieren, können - sofern keine historische Daten vorhanden sind - Werte von unbeeinflussten Einzugsgebieten oder Ergebnisse anderer Modelle Verwendung finden. Basierend auf der Sammlung von Referenzwerten von Topcu et al. (2011) und einer umfassenden Literaturrecherche wurden Werte von Einzugsgebieten der gemäßigten Klimazone mit nahezu ungestörten Bedingungen ausgewählt und zusammengetragen (Tab. 8).

Als Ergebnis zeigen die Werte der ausgewählten Tieflandflüsse (Tab. 8) TN-Konzentrationen von 0,1 - 1,3 mg/l (Mittelwert: 0,44 mg/l), die TP-Konzentrationen variieren zwischen 0,007 und 0,081 mg/l (Mittelwert: 0,028 mg/l). Diese Werte stimmen gut mit den berechneten Konzentrationen überein.

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

Tab. 8: Liste historischer und berechneter ursprünglicher Nährstoffkonzentrationen in Flüssen, modifiziert nach Topcu et al. 2011.

Lage/Quelle	Art	Zeitraum	TN [mg/l]	TP [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	PO ₄ -P [mg/l]
Ausgewählte Tieflandflüsse für die Validierung						
Elbe (Behrendt et al. 2003)	M	as/w	0,308	0,009	0,242	0,008
Elbe (Brandt 1927)	H	1904-1914, as	*		0,637 *	
Weser (Behrendt et al. 2003)	M	as/w	0,252	0,018	0,198	0,014
Ems (Behrendt et al. 2003)	M	as/w	0,238	0,025		0,019
Ems (van Raaphorst et al. 2000)	B	as	0,630	0,056		
Eider (Behrendt et al. 2003)	M	as/w	0,266	0,023	0,205	0,018
Schleswig Holstein, Nebenläufe (Behrendt et al. 2003)	M	as/w	0,294	0,017	0,229	0,013
Sachsen-Anhalt, Nebenläufe (Behrendt et al. 2003)	M	as/w	0,210	0,013	0,161	0,01
Bottnischer Meerbusen, Ostsee (Humborg et al. 2003)	H	1970-2000	0,330	0,017		
Dänische Wattenküste, Rhein (van Raaphorst 2000)	H	2000-2005	0,700	0,056		
Mittelwert (L)			0,359	0,026	0,207	0,014
Max (L)			0,700	0,056	0,242	0,019
Min (L)			0,210	0,009	0,161	0,008
Standorte mit gemäßigten Klimabedingungen						
Rhein (bei Lobith) (Behrendt et al. 2003)	M	as/w	0,196	0,008	0,152	0,006
Rhein (van Raaphorst et al. 2000)	B	as/w 1850-1920	0,700	0,056	0,630 *	0,171
Rhein (de Jonge & Elliott 2001)		as	0,630	0,056		
Rhein (Laane et al. 2005)	J	as	0,280			
Gewichtetes Mittel (Behrendt et al. 2003)	M		0,227	0,011		
Nordeuropäische Flüsse (Humborg et al. 2003)	H	1970-2000, as	0,350	0,016	0,056 *	0,014
Schottische Flüsse (Balls 1994)	E	1991-1992,as			0,090 *	0,009
Europäische Flüsse (Laane 1992)	H,M,J	< 1992, as	0,637	0,081	0,126 *	0,100
Europäische Flüsse (Ahl 1992 in Laane 1992)	J	as	0,385	0,012		
Kanadische Flüsse (Howarth et al. 1996)	H	< 1985, as	0,238 *	0,014		
Gemäßigte Hauptläufe (Meybeck 1982)	H	< 1982, as	*	*	0,133 *	0,026
Gemäßigte Nebenläufe (Meybeck 1982)	H	< 1982, as	*	*	0,219 *	0,024
MCNC (Meybeck & Helmer 1989)	H	< 1989, as	*		0,098 *	0,030
U.S.A. (Smith et al. 2003)	M	as	0,140	0,023		
U.S.A. (Smith et al. 2003), Waldgebiete	M	as	0,252	0,020		
U.S.A. (Lewis et al. 1999)	H	as	0,420			
U.S.A. (Lewis 2002)	H	as	0,623		0,140 *	
UK (Devlin & Painting 2006)	H	as	0,580			
Deutsche Ostseeinzugsgebiete (Hirt et al. 2013)	M	as	0,490	0,020	0,021	
Deutsche Ostseeinzugsgebiete (Hirt et al. 2013)	M	1880	0,699	0,034	0,034	
Norwegische Flüsse (NPCA 1997 in Laane et al. 2005)	H	as	0,250	0,007		
U.S.A. (Howardt et al. 1996)	J	as	0,279			
Chile (Hedin et al. 1995), Waldgebiete ¹	M	< 1985, as	0,160			
Schwedische Flüsse (o.N. 1905 in Clarke 1916)	H	Oktober			0,174	
St. Lawrence (Dole & Roberts o.J. in Clarke 1916) ¹	H	1906-1907			0,308	
Mittelwert (L und T)			0,390	0,027	0,172	0,033
Max (L und T)			0,700	0,081	0,308	0,171
Min (L und T)			0,140	0,007	0,021	0,006
Standorte mit städtischem Einfluss						
Elbe bei Magdeburg (Reichardt 1875 in Belohoubek 1877) ¹	H	< 1876			1,400	
Seine bei Paris (Deville in Belohoubek 1877) ¹	H	< 1876			9,400	
Themse bei Ditton (Bischof o.J. in Belohoubek 1877) ¹	H	< 1876			2,600	
Moldau bei Prag (Stolba 1874 in Clarke 1916) ¹	H	< 1876				0,348
Moldau bei Kralup (Hanamann in Clarke 1916) ¹	H	< 1876			1,830	0,374
Nahe bei Bingen (Egger 1887 in Clarke 1916) ¹	H	< 1876			4,750	0,746

B = Rückberechnung, H = historische Daten oder aktuelle Messungen in ungestörten Flüssen, E = räumliche Extrapolation, J = Expertenwissen, M = modellierte Daten

L = Tiefland, T = gemäßigte Klimabedingungen, U = städtischer Einfluss

MCNC = m.o.w. natürliche Konzentrationen, PO₄ = Phosphat, as = Jahreszeiten (Jahresmittelwerte, vorrangig für TN und TP)

s = Sommerwerte, w = Winterwerte (vorrangig für anorganische Nährstoffe), 1 = Werte basierend auf Salzgehalt

* Werte aus Hirt et al. (2013) wurden korrigiert. TN- und TP-Werte der Originalquellen entsprachen der Gesamtheit des gelösten Stickstoff und Phosphor. Die NO₃-N Werte wurden gemäß der Quellenangaben ausgelesen.

Fazit

Die Anwendung von MONERIS erlaubt eine Quantifizierung von Nährstoffeinträgen in die Oberflächengewässer des deutschen Ostsee-Einzugsgebiets. Zudem führte die pfadbezogene Berechnung für vier unterschiedliche Szenarien zu einem besseren Verständnis, wie durch menschliche Aktivität in der Vergangenheit der Nährstoffeintrag in die Ostsee anstieg.

Die Grenzen der Modellierung liegen vor allem an den Eintragsbedingungen um das Jahr 1880, welche nicht im Modell abgebildet werden können. Dazu gehört die Verwendung menschlicher Exkremente als organischer Dünger in der Landwirtschaft, welche am Ende des 19. Jahrhunderts praktiziert wurde. Diese Daten können rekonstruiert (Gadegast et al. 2014b, in Bearbeitung) und in Zukunft über die landwirtschaftliche Nährstoffbilanzierung in das Modell MONERIS integriert werden. Die Retention in Oberflächengewässern wurde im Modell nicht auf die historisch hydromorphologischen Bedingungen angepasst. Dies betrifft vor allem die Gewässerlänge und das Vorhandensein von Retentionsräumen, die beide eine höhere Retention im Einzugsgebiet erwarten lassen. Somit wären geringere, als die berechneten, Nährstoffkonzentrationen zu erwarten. Andererseits führten Überschwemmungen zur Erosion der Flussufer und somit zu einem erhöhten Nährstoffeintrag, besonders bei Reduktion der Vegetation in diesen Bereichen. Weiterhin bestehen Unsicherheiten in Bezug auf die Wahl einiger Modellparameter. Dazu gehört der Eintrag durch Moorflächen, die als leicht degradiert klassifiziert worden sind.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die berechneten Nährstoffeinträge etwa 20 bis 26 % (TN) bzw. 30 bis 43 % (TP) der jetzigen Nährstoffeinträge ausmachen (abhängig vom verwendeten Szenario). Sowohl die Einträge als auch die Konzentrationen spiegeln somit eine hohe Spannweite an Werten wider. Das hängt hauptsächlich mit der Nährstoffeintragsituation, den Standortbedingungen (bspw. Nährstoffbilanzüberschuss oder Hangneigung) vor allem aber mit der Bevölkerungsverteilung bzw. -dichte (für Szenario 2-4) zusammen. Trotzdem liegen die TP-Konzentrationswerte um das Jahr 1880 fast vollständig unter 0,05 mg/l und die TN-Werte unter 1 mg/l.

3.3 Vorschlag für neue Hintergrund- und Orientierungswerte für die deutsche Ostsee

3.3.1 Vorschlag für die Konzentrationen von Chlorophyll-a, Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor

1. Es wurden zwei Simulationen mit dem ostseeweiten Ökosystemmodell ERGOM-MOM des IOW durchgeführt, um die relative Änderung zwischen der historischen und der heutigen Situation für Chlorophyll-a, Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor in den Küstengewässern der deutschen Ostsee zu berechnen. Bereits in früheren Studien (z. B. Schernewski & Neumann 2005, Schernewski et al. 2008) wurde gezeigt, dass ERGOM-MOM für derartige vergleichende Ansätze geeignet ist. Es benötigt als eine zentrale Inputgröße die flussgebundenen wie auch die atmosphärischen Nährstofffrachten. Für die historische Simulation wurden die für die Situation von 1880 rekonstruierten Frachten (Szenario 4) verwendet, die mit MONERIS berechnet wurden (vgl. Kap. 3.2), während für die restliche Ostsee die Rekonstruktion von Gustafsson et al. (2012) benutzt wurde. Der Ansatz historische Frachten um 1880 (Szenario 4 und Gustafsson et al. 2012) zur Ableitung von Hintergrundwerten für Nährstoffe in den Küstengewässern zu verwenden, entspricht der Definition des Referenzzustands nach den Leitlinien zur Typologie, zu Referenzbedingungen und Klassifikationssystemen für Übergangs- und Küstengewässer für die WRRL (CIS 2003).
2. Zur Simulation der heutigen Situation wurden die Flussfrachten entsprechend PLC-5 (HELCOM 2011) für 2001-2008 verwendet, für den Zeitraum davor wurden die vom Baltic Nest Institute zur Verfügung gestellten Frachten genutzt, so dass der Zeitraum 1970-2008 simuliert werden konnte. Für die nachfolgend vorgestellten Berechnungen wurden aber nur die Simulationsergebnisse ab 2000 verwendet, da ein längerer Zeitraum die Veränderungen der Flussfrachten in den 1990ern beinhaltet hätte, was zu

einer Verfälschung der Ergebnisse der heutigen Situation geführt hätte. Für die atmosphärischen Einträge wurde sowohl für die historische als auch für die heutige Situation die Zusammenstellung von Ruoho-Airola et al. (2012) verwendet, welche eine Kombination aus gemessenen und rekonstruierten Werten darstellt. Dazu wurde die atmosphärische Deposition für einzelne Jahre (1850, 1900, 1950) bestimmt und zwischen ihnen linear interpoliert.

3. Um den Qualitätsansprüchen an die berechneten Hintergrundwerte Genüge zu tun, wurden nicht die reinen Modellergebnisse aus der historischen Simulation verwendet, da sowohl die rekonstruierten Nährstofffrachten, wie auch das Ökosystemmodell mit großen Unsicherheiten behaftet sind.
Stattdessen wurde der relative Unterschied zwischen den Konzentrationen der historischen und der heutigen Simulation berechnet, in dem die simulierten historischen durch die gegenwärtigen (mit dem Modell berechneten) Konzentrationen im Küstengewässer dividiert wurden (s. Abb. 22). Dieser Transferfaktor wurde für jeden Gitterpunkt des numerischen Modells und jeden Parameter (Chlorophyll-a, TN, TP) berechnet, da sich die relativen Änderungen zwischen den Parametern teilweise deutlich unterscheiden und sehr starke Gradienten von den inneren Küstengewässern zu der offenen Ostsee vorliegen (s. Abb. 23). Dabei gilt: je kleiner der Transferfaktor, desto geringer die historische Konzentration im Verhältnis zu der gegenwärtigen.
Der Vorteil dieses Ansatzes ist, dass sich methodische Fehler des Ökosystemmodells aufheben. So wird z. B. die Konzentration der gelösten anorganischen Nährstoffe im Winter deutlich unterschätzt, was absolut betrachtet ein großer Fehler ist. Da die Unterschätzung aber in der historischen wie der heutigen Simulation auftritt, verringert sich der Effekt deutlich, wenn nur die relative Änderung betrachtet wird.
4. Abschließend wurden die historischen Hintergrundkonzentrationen mit dem gegenwärtigen Zustand in Verbindung gesetzt, indem der Median der gemessenen Konzentrationen über die Jahre 2001 bis 2012 für jede Monitoring-Station berechnet wurde (alle Messwerte von TN u. TP, sowie die Sommerwerte [Mai bis September] bei Chlorophyll-a). Dabei konnte auch auf die Messungen der letzten vier Jahre zurückgegriffen werden - im Gegensatz zu den Modellsimulationen, da für diese die Nährstofffrachten außerhalb Deutschlands nach 2008 nicht verfügbar waren. Aus den berechneten Medianen der Messwerte wurde dann durch Multiplikation mit den Transferfaktoren aus Punkt 2 die Hintergrundkonzentration bestimmt.
Somit ermöglicht dieser Ansatz die Projektion des gegenwärtigen Gewässerzustandes in die Vergangenheit (s. Abb. 24), so dass die abgeleiteten Hintergrund- und Orientierungswerte auf den vorhandenen Bedingungen basieren und u. a. die Gradienten von Emissionsquellen zur offenen Ostsee beinhalten (im Gegensatz zu dem bislang gültigen Ansatz).
5. Anschließend wurden die Orientierungswerte, die die Grenze zwischen dem guten und dem moderaten ökologischen Status darstellen, durch einen Aufschlag von 50 % auf die Hintergrundkonzentrationen berechnet (CIS 2003).
6. Da die Bathymetrie des Ostsee-Ökosystemmodell nicht alle inneren deutschen Küstengewässer auflöst, ist für einige Stationen die Bestimmung der Transferfaktoren aus Punkt 2 nicht direkt möglich. Stattdessen wurde für diese Stationen der Mittelwert der Transferfaktoren der vom Modell erfassten Stationen desselben Wasserkörpertyps verwendet (s. Kap. 3.4).
7. Wenn mehr als eine Station in einem Wasserkörper lag, wurde die Zielkonzentration dieses Wasserkörpers durch die Mittelung der Orientierungswerte aller Stationen darin berechnet. Damit ergibt sich ein Set von jeweils drei Orientierungswerten (Chlorophyll-a, Gesamt-Phosphor, Gesamt-Stickstoff) für die 45 deutschen Wasserkörper (s. Abb. 25 bzw. Tab. 1-A im Anhang).

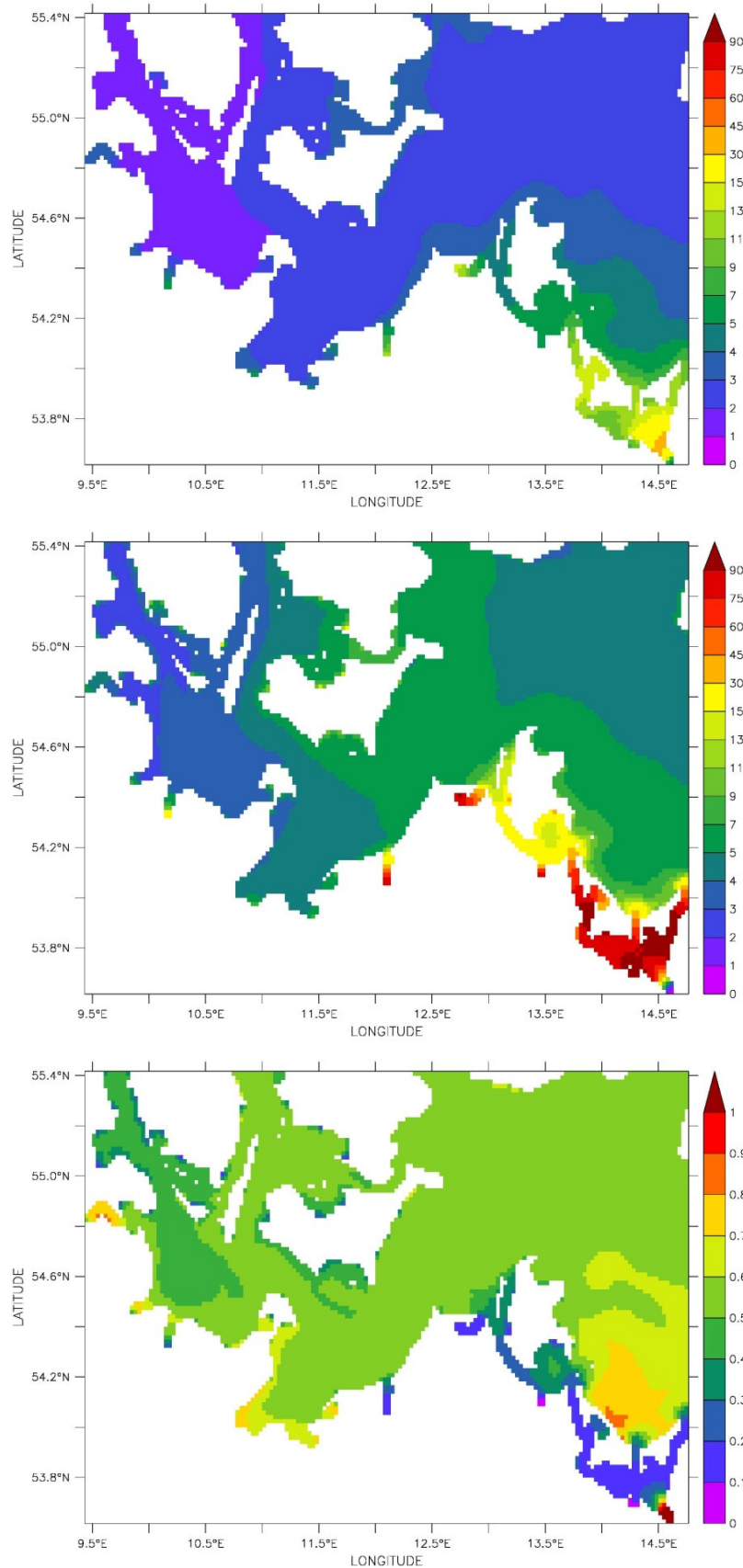


Abb. 22: Die mit dem Ostsee-Ökosystemmodell ERGOM-MOM berechneten Chlorophyll-a-Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$, gemittelt über Mai bis September) für die historische (oben) und die heutige Situation (Mitte). Die Division der historischen Konzentration durch die heutige liefert mit dem Transferfaktor ein Maß für die relative Änderung (unten), der deutliche regionale Unterschiede zeigt.

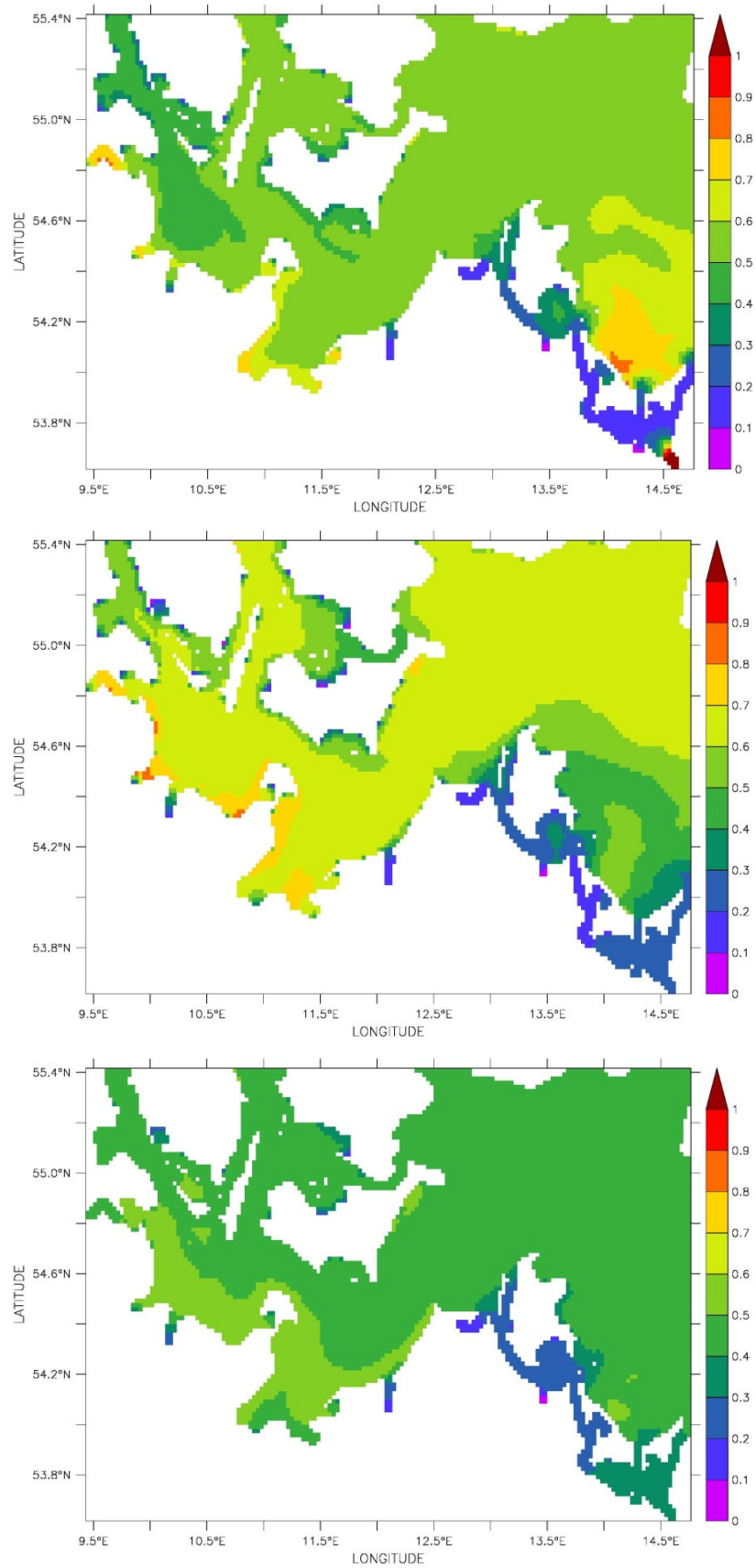


Abb. 23: Die berechneten relativen Änderungen für Chlorophyll-a, Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor (von oben nach unten).

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

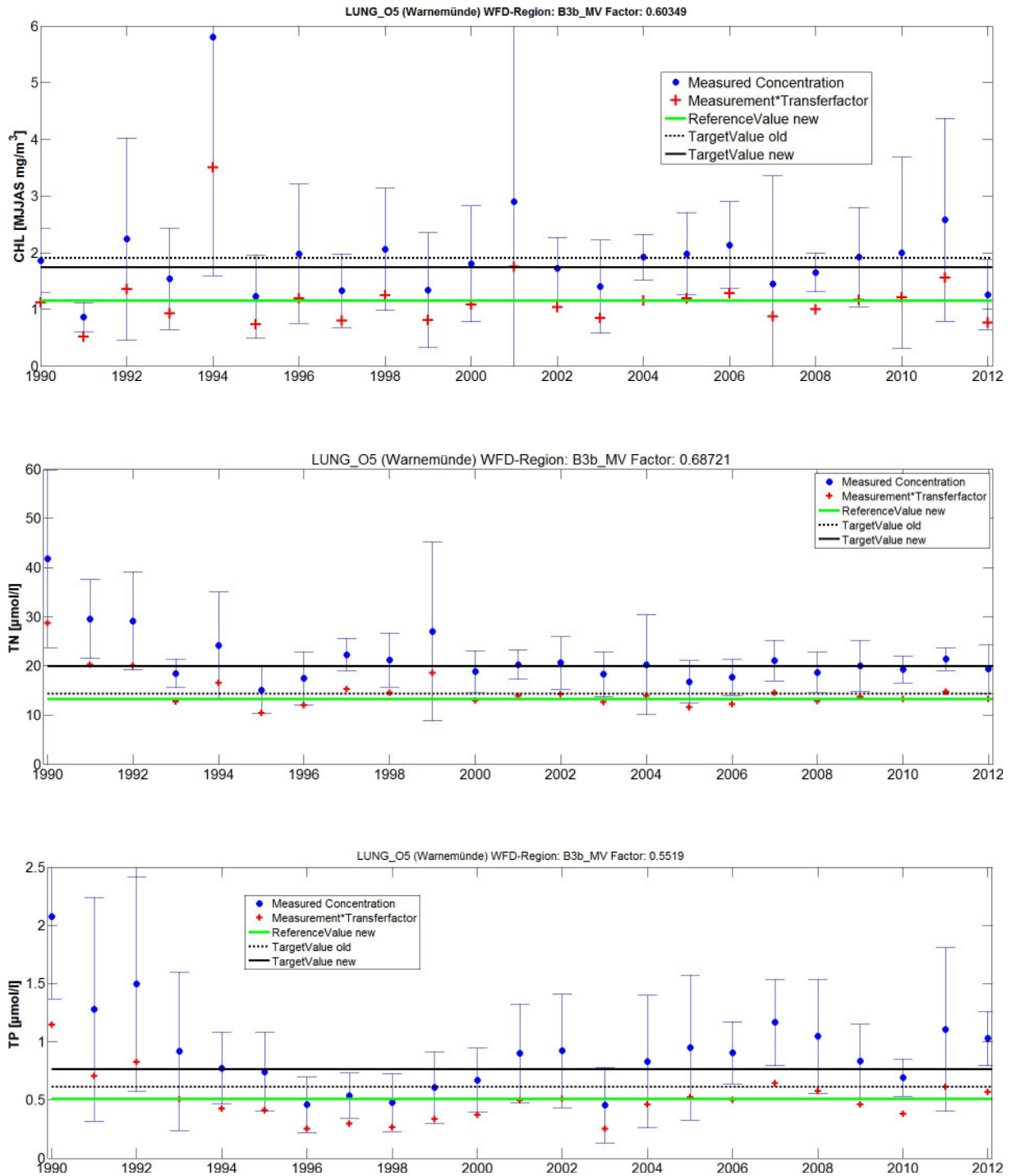


Abb. 24: Die saisonalen bzw. Jahresmittelwerte der gemessenen Konzentrationen (blaue Punkte mit Standardabweichung) von Chlorophyll-a ($\mu\text{g}/\text{l}$, oben), Gesamt-Stickstoff (Mitte) und Gesamt-Phosphor ($\mu\text{mol}/\text{l}$, unten) für die Station O5 des LUNG werden mit dem jeweiligen Transferfaktor verschoben (rote Kreuze). Der Median der verschobenen Konzentrationen zwischen 2001 und 2012 ergibt den Hintergrundwert (grüne Linie) und mit einem Aufschlag von 50 % den neuen Orientierungswert (schwarze durchgezogene Linie). Im Vergleich dazu der aktuell gültige Orientierungswert (schwarze gepunktete Linie).

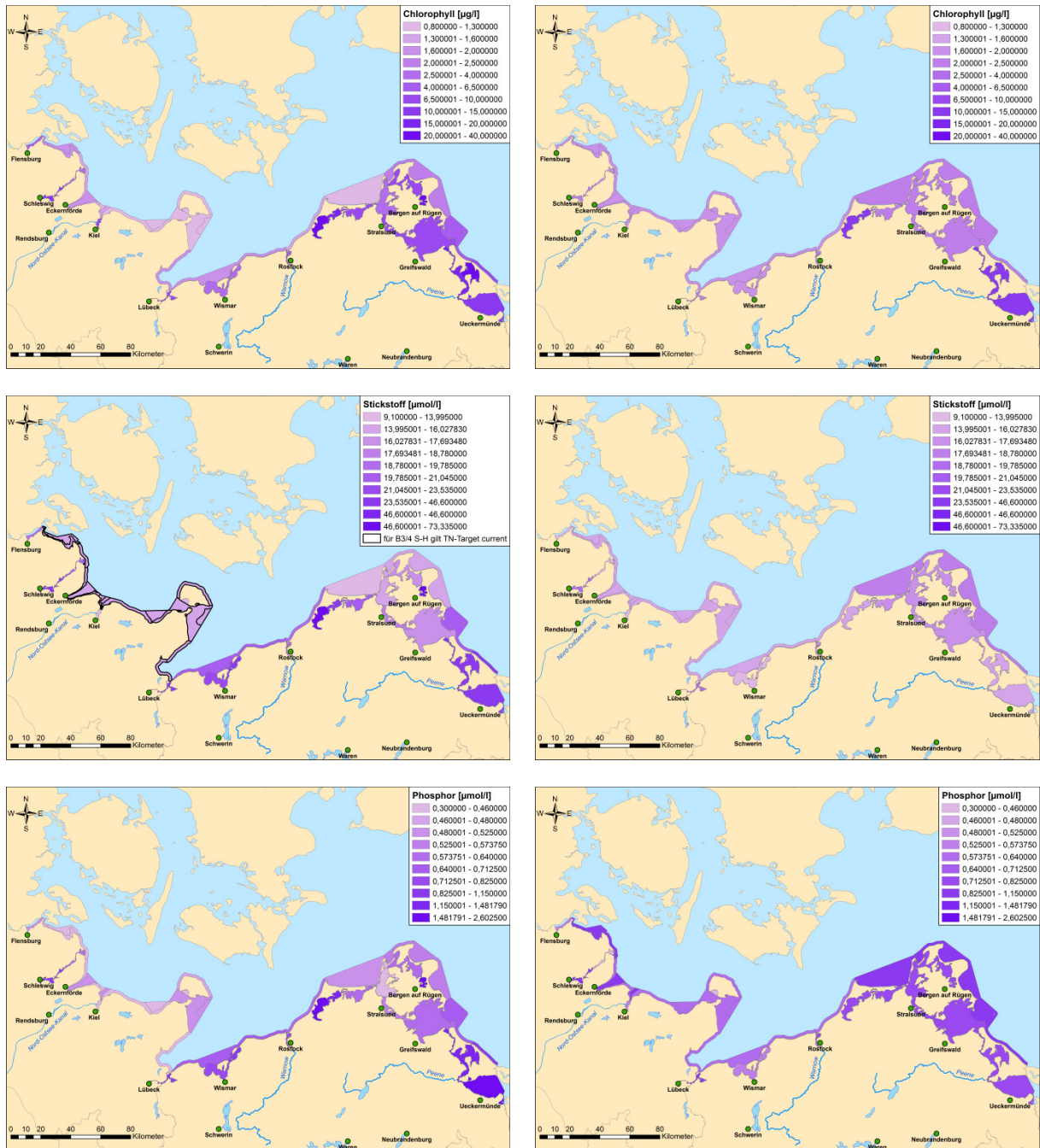


Abb. 25: Darstellung der modellierten Schwellen- bzw. Orientierungswerte (linke Seite) im Vergleich zu den alten Schwellen- bzw. Orientierungswerten (rechte Seite) auf Wasserkörperebene, als Spannbreiten für Chlorophyll-a (oben), Gesamt-Stickstoff (Mitte) und Gesamt-Phosphor (unten).

3.3.2 Vorschlag für die Winterkonzentration von gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN) bzw. Phosphor (DIP)

1. Das in Abschnitt 3.3.1 vorgestellte Verfahren lieferte insbesondere für die inneren Wasserkörper vom Typ B1 und B2 keine überzeugenden Ergebnisse, als es auf die Winter-DIN bzw. DIP-Konzentrationen angewandt wurde.
2. Als Alternative wurden die Orientierungswerte von DIN und DIP auf Basis der TN- bzw. TP-Orientierungswerte bestimmt, wobei für jeden Wasserkörpertyp eine eigene lineare Regression benutzt wurde. Diese Regression wurde über alle Messwerte ei-

nes Wasserkörpertyps bestimmt, dabei variierten die Korrelationskoeffizienten sehr stark (s. Tab. 9).

3. Für die äußeren Küstengewässer (B3 u. B4) sind die Unterschiede zwischen beiden Ansätzen nur marginal, während sie bei einigen Stationen der inneren Küstengewässer deutliche Unterschiede aufweisen (s. Abb. 26).
4. Es ist zweifelhaft, inwieweit die gelösten anorganischen Nährstoffe in den inneren Küstengewässern überhaupt als Qualitätsindikator geeignet sind. Dies ist zum einen in der kurzen Verweilzeit der Nährstoffe begründet und zum anderen gibt es saisonale Schwankungen, welcher Nährstoff limitierend wirkt. Daneben spielt gelöstes organisches Material eine wichtige Rolle als Nährstofflieferant und der Austausch mit den Sedimenten ist in den sehr flachen Gewässern deutlich wichtiger als in der offenen Ostsee. Zusätzlich darf nicht außer Acht gelassen werden, dass die Datengrundlage deutlich schwächer ist, wenn nur die Winterkonzentrationen in Betracht gezogen werden, da durchschnittlich einmal pro Monat, also dreimal pro Saison, ein Messwert jeder Station genommen wird.

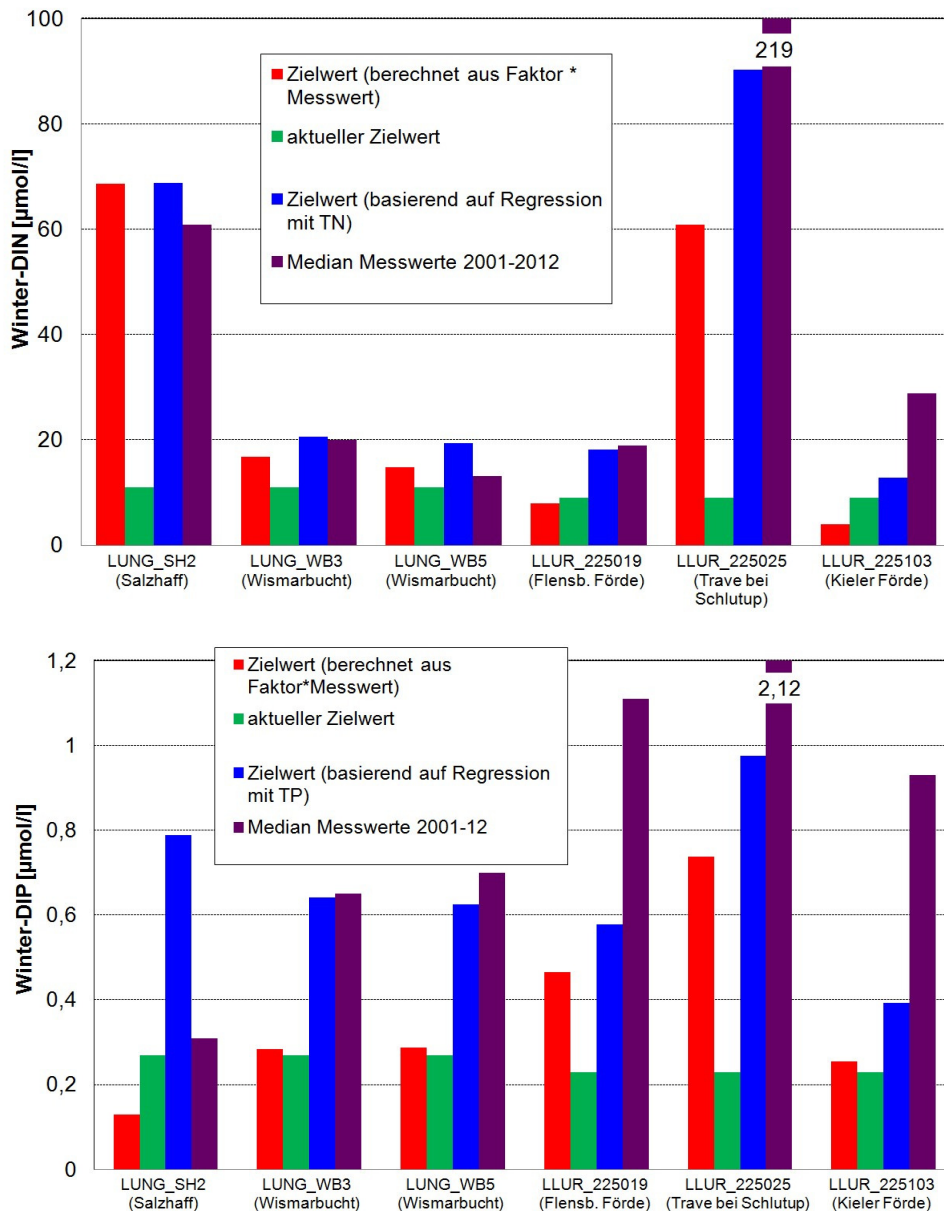


Abb. 26: Vergleich der Messwerte einiger B2-Stationen mit den aktuellen und den beiden berechneten Orientierungswerten basierend auf den Ansätzen aus 3.3.1 (rot) bzw. 3.3.2 (blau).

Tab. 9: Basierend auf den Messwerten wurde für jeden Wassertyp eine lineare Funktion berechnet, wie die DIN-Konzentration im Winter aus dem Gesamt-Stickstoff (Jahresmittelwert) bestimmt werden kann (bzw. DIP aus TP).

Wasser- körper- typ	Berechnung von DIN aus TN			Berechnung von DIP aus TP		
	Korrelations- koeffizient R^2	Schnittpunkt mit der x-Achse	Anstieg Regressions- gerade	Korrelations- koeffizient R^2	Schnittpunkt mit der x-Achse	Anstieg Regressions- gerade
B0	0,23	1,70	0,31	0,46	-0,70	0,38
B1	0,28	-38,57	0,97	0,34	0,54	0,08
B2a	0,32	-4,09	0,59	0,03	0,41	0,41
B2b	0,69	-10,76	1,32	0,05	0,39	0,37
B3a	0,39	-10,11	0,76	0,30	0,46	0,31
B3b	0,73	-24,78	1,71	0,36	0,43	0,52
B4	0,59	-10,22	1,02	0,39	0,49	0,16

3.4 Schwächen des Modellansatzes

Modelle sind nicht mehr als ein Werkzeug, die dem besseren Verständnis des Gesamtsystems dienen. Dazu müssen die Komponenten des Systems vereinfacht und reduziert werden, um mit einem mathematischen Modell ausgedrückt werden zu können. Allein aufgrund dieser notwendigen Simplifizierung kann kein Modell jeden Messwert komplett reproduzieren. Daneben wurde das Ostsee-Ökosystemmodell ERGOM-MOM vor allem für die Vorgänge in der offenen Ostsee konzipiert und validiert (In Eilola et al. 2011, Maar et al. 2011 und Friedland et al. 2012 sind umfangreiche Vergleiche mit Messwerten zu finden). Der Übergang zu den küstennahen Wasserkörpern von M-V und S-H ist schwierig und gelingt nicht für alle Stationen (s. Abb. 27), insgesamt sind die Korrelationen zwischen den Messwerten und den simulierten Konzentrationen aber gut (Chl-a: 0,87; DIN: 0,72; DIP: 0,73). Die Abweichungen sind damit zu begründen, dass in den küstennahen Regionen einige Prozesse, wie z. B. kurzzeitige Anoxien, die Interaktion mit dem Sediment oder den Makrophyten sowie die Lichtattenuation durch suspendiertes Material, eine viel größere Rolle als in der offenen See spielen können.

Daneben ist es - trotz der gestiegenen Leistung von Supercomputern - nach wie vor notwendig, das betrachtete Modellgebiet horizontal in Rechtecke aufzuteilen, deren Kantenlänge mit zur Zeit einer Seemeile (1,8 km) zu groß ist, um jedes Detail der Küstenlinien zu reproduzieren, was zu einer Überschätzung des Wasseraustausches und damit zu sehr geringen Nährstoffkonzentrationen führt. Bei den hier verwendeten Simulationen wurde daher eine Reihe von Anpassungen bei den betroffenen Wasserkörpern durchgeführt:

- Die Wasserkörper der Schlei, der inneren Trave sowie der Bodstedter, der Saaler, der Kleine und der Große Jasmunder Bodden konnten nicht explizit mit dem Modell berechnet werden. Stattdessen wurden die Transferfaktoren des Modells von vergleichbaren Wasserkörpern übertragen. Für die Schlei und die nicht aufgelösten Bodden wurden die mittleren Faktoren der B1- bzw. B2a-Stationen verwendet, während die Faktoren der Unterwar-now auf die Innere Trave übertragen wurden.
- Andererseits wird durch die Bathymetrie der Wasseraustausch zwischen dem Oderhaff und der südlichen Pommernbucht überschätzt, was dazu führt, dass die simulierte Chlorophyll-a-Konzentration in dieser Region in der Referenzperiode fast so groß wie in der historischen Simulation ist. Ähnlich verhält es sich im Salzhaff, dessen Wasseraustausch mit der Mecklenburger Bucht vom Modell überschätzt wird, wodurch die Transferfaktoren zu stark von der offenen See dominiert werden. Aufgrund der Probleme wurde der Transferfaktor von Chlorophyll-a der nördlichen Pommernbucht auf die südliche übertragen. Für das Salzhaff wurde der TN-Faktor von der Wismarbucht übertragen.

- Daneben wird die Blüte der stickstofffixierenden Organismen in der westlichen Ostsee unterschätzt (vermutlich aufgrund eines zu hohen Oberflächensalzgehaltes im Modell), wodurch insbesondere der Gesamtstickstoff in den B3- und B4-Wasserkörpern westlich von Fehmarn unterschätzt wird.

Ein weiteres Problem ist die unvollständige Verfügbarkeit bzw. die Unsicherheit der Eingangsgrößen, insbesondere der Flussfrachten, die für alle HELCOM-Länder außer Deutschland aus dem PLC-Bericht übernommen wurden. Diese liegen nur aggregiert auf Jahres-, Länder- und Subbasinebene vor, so dass ihre räumliche und zeitliche Aufteilung nur geschätzt werden konnte. Für die Wasserkörper von Mecklenburg-Vorpommern ist dies relativ unproblematisch, da vor allem die Frachten der Oder und der Flüsse von M-V ausschlaggebend sind, die in monatlicher Auflösung vorliegen (zur Verfügung gestellt vom LUNG bzw. der HELCOM). Für Schleswig-Holstein liegen die deutschen Einträge ebenfalls als Monatswerte vor (vom LLUR zur Verfügung gestellt), aber die Wasserkörper werden relativ stark von den dänischen Einträgen beeinflusst, die bislang nur geschätzt werden konnten. In Verbindung mit der Unterschätzung der Stickstofffixierung resultierte dies in den B3- und B4-Wasserkörpern von Schleswig-Holstein in teilweise deutlich zu geringen Gesamtstickstoffkonzentrationen in der Simulation für die Gegenwart, wodurch die Transferfaktoren bei TN unrealistisch groß wurden.

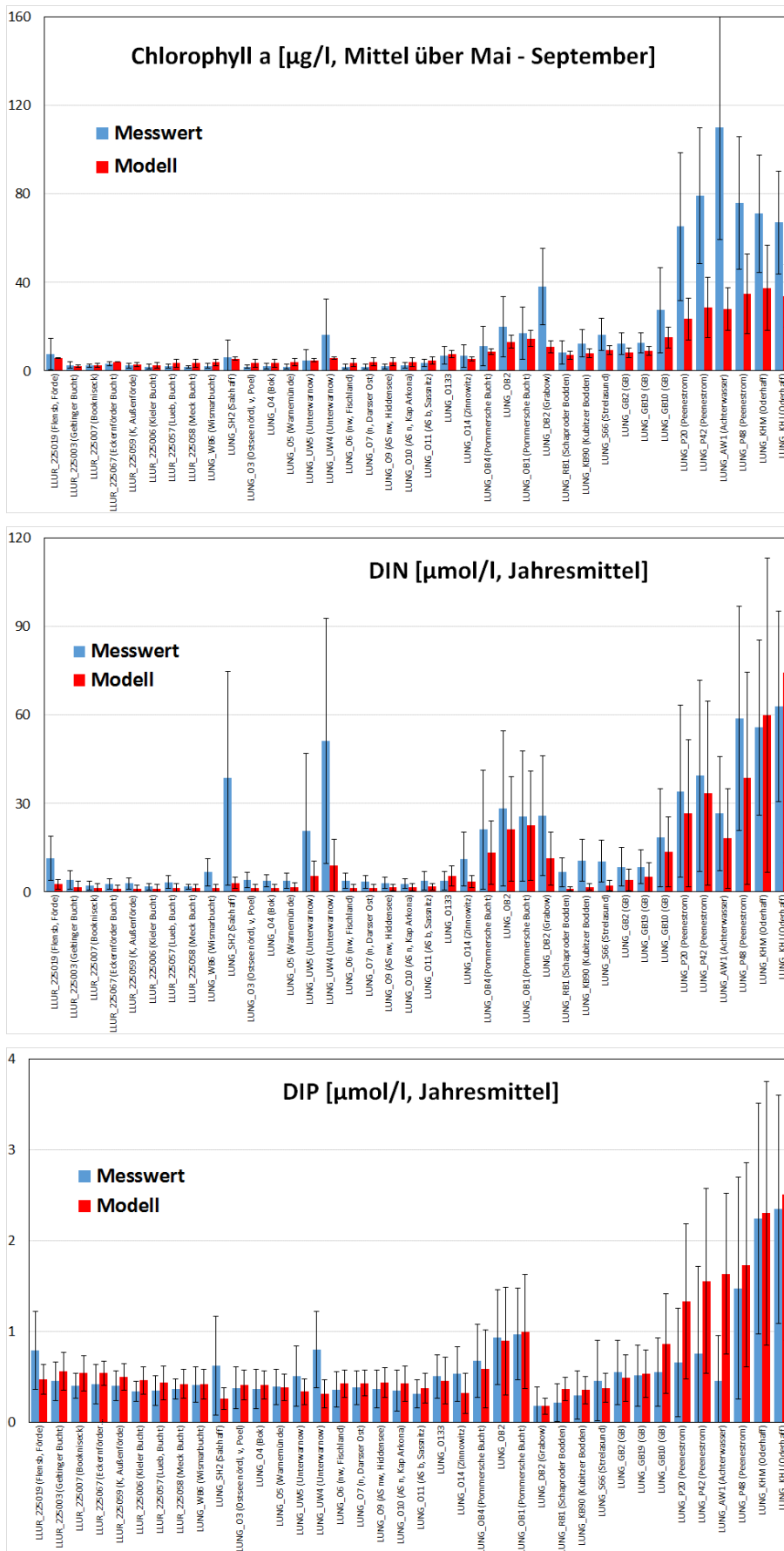


Abb. 27: Vergleich der Mittelwerte der gemessenen (blau) und der mit dem Modell ERGOM-MOM berechneten (rot) Konzentrationen von Chlorophyll-a ($\mu\text{g/l}$, Mai bis September), DIN und DIP ($\mu\text{mol/l}$) für eine Reihe von Stationen

3.5 Ableitung von Bewirtschaftungszielwerten und Nährstoffreduktionszielen für die Ostseezuflüsse

Ausgehend von den in Kap. 3.3 berechneten Zielwerten für die mittlere Chlorophyll-a-Konzentration soll in diesem Abschnitt vorgestellt werden, wie mit einem stark vereinfachten Ansatz die maximal zulässige deutsche Stickstofffracht in die Ostsee berechnet werden kann, so dass der Orientierungswert und somit der gute ökologische Zustand erreicht werden kann. Dazu wurden die Nährstofffrachten und die Chlorophyll-a-Konzentration (Mai bis September) für die südwestliche Ostsee (9,5° - 14,8° Ost bzw. 53,6° - 55,35° Nord, vgl. Abb. 28) gemittelt. Dadurch wurden auch nicht-deutsche Nährstofffrachten erfasst, von denen im Folgenden angenommen wird, dass sie im gleichen Maße wie die deutschen reduziert werden.

Die Mittelung der Konzentrationen und Frachten über das gesamte Gebiet ist streng wissenschaftlich noch nicht zufriedenstellend. Sie soll später in einem geeigneten Projekt durch eine detaillierte Vorgehensweise ersetzt werden, die die Differenzierung zwischen den wichtigsten Nährstoffquellen und den resultierenden Chlorophyll-a-Konzentrationen in einzelnen Wasserkörpern erlaubt.

1. Für die gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen in dem betrachteten Teil der südwestlichen Ostsee zeigt sich für die Jahre 1994-2008 eine lineare Abhängigkeit von den deutschen Stickstofffrachten (entnommen aus PLC-5, s. Abb. 29). Derselbe lineare Zusammenhang zeigt sich auch bei den am IOW durchgeführten Modellsimulationen (Abb. 30 oben). Bei diesen beeinflusst zusätzlich das N/P-Verhältnis der Frachten die Chlorophyll-a-Konzentration nicht-linear, wobei ein Maximum der resultierenden Chlorophyll-a-Konzentration ca. bei dem Redfield-Verhältnis (16) auftritt (Abb. 30 Mitte).
2. Nutzt man die mathematischen Zusammenhänge zwischen der Stickstofffracht, dem N/P-Verhältnis der Nährstofffracht und der sommerlichen Chlorophyll-a-Konzentration aus den Simulationen mit dem Ökosystemmodell, ergibt sich ein statistisches Modell, wie aus den Frachten die Konzentration berechnet werden kann. Dieses statistische Modell zeigt eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den erwarteten und den simulierten Chlorophyll-a-Konzentrationen ($R^2 = 0,86$, Abb. 30 unten).
3. Nimmt man an, dass die Stickstofffrachten aller Anrainerstaaten des betrachteten Gebiets gleichmäßig reduziert werden, genügt es im Folgenden nur die deutschen Frachten zu berücksichtigen. Wendet man das statistische Modell auf die Frachten des Referenzzeitraumes 1997-2003 und die historische Simulation (32.700 bzw. 9.027 t TN/a sowie 526 bzw. 227 t TP/a) an, ergeben sich mittlere Chlorophyll-a-Konzentrationen von 4,5 bzw. 2,4 $\mu\text{g/l}$ (vgl. Tab. 11). Erhöht man die historische (Hintergrund-)Konzentration um 50 % ergibt sich der abgeleitete Chlorophyll-a-Zielwert mit 3,6 $\mu\text{g/l}$ (als Mittelwert für die gesamte südwestliche Ostsee einschließlich der inneren Küstengewässer). Bei den Stickstofffrachten sind drei Pfade zu unterscheiden: atmosphärische Deposition, Direkteinleiter in die Ostsee und Flussfrachten. Üblicherweise werden die Direkteinleiter und die Flussfrachten zu „wassergebundenen Frachten“ zusammengefasst - bei der Berechnung der zulässigen Flussfrachten müssen die Direkteinleiter aber abgezogen werden. Dazu wurde angenommen, dass sich das Verhältnis zwischen den Punktquellen und den Flussfrachten gegenüber PLC 5.5 nicht ändert (Punktquellen sind etwa 8,5 % der wassergebundenen Frachten).
4. Um den Chlorophyll-a-Zielwert von 3,6 $\mu\text{g/l}$ zu erreichen, ist nach Berechnungen mit dem statistischen Modell, eine Verringerung der deutschen Stickstofffrachten auf insgesamt rund 21.500 t TN/a notwendig (wenn die TP-Frachten konstant bleiben). Dies entspricht einer Reduktion um 34 %. Das heißt, um eine Senkung der Chlorophyll-a-Konzentration um 20 % zu erreichen, ist eine überproportionale Frachtreduktion notwendig.
5. Es gibt verschiedene Optionen, wie die notwendige Reduktion von rd. 11.200 t TN/a zwischen atmosphärischer Deposition und wassergebundenen Einträgen aufgeteilt werden kann (entsprechend ändert sich die zulässige Stickstoff-Konzentration in den

Flüssen, vgl. Tab. 10). Dabei ist insbesondere die zukünftige Reduzierung der atmosphärischen Deposition unsicher, während sich die wassergebundenen Einträge aus der Differenz zwischen der notwendigen Gesamtreduktion und der Reduzierung der atmosphärischen Deposition ergibt. Realistisch für die Umsetzung scheint Option b) zu sein, in der entsprechend dem Göteborg-Protokoll (UN/ECE 1999) die atmosphärische Deposition um 20 % sinken soll, während die anderen Optionen vor allem dazu dienen, die Bandbreite der maximal erlaubten Flusskonzentrationen abzuschätzen. Dazu wurde die atmosphärische Deposition gar nicht reduziert (Option a), oder stärker als im Göteborg-Protokoll verlangt (Optionen c & d: Reduktion um 34 %², also genauso stark wie die wassergebundenen Einträge, bzw. 50 %). Zum Vergleich: die heutige durchschnittliche Eintragskonzentration beträgt 4,7 mg TN/l.

- a. Die Reduzierung wird ausschließlich wassergebunden erreicht, so dass die Stickstofffracht von 19.690 t TN/a auf 8.470 t TN/a sinkt. Das heißt bei einem mittleren Abfluss von 122 m³/s (Mittelwert 1997-2003 aus PLC-5.5) ergibt sich eine maximal erlaubte Konzentration von 2,0 mg TN/l für die Flüsse.
- b. Das Göteborg-Protokoll wird angewendet. Die atmosphärische Deposition sinkt um 20 % von rd. 13.000 t TN/a auf rd. 10.400 t TN/a. Die Reduktion der wassergebundenen Stickstoffeinträge beträgt 44 %, um die Zielfracht von rd. 11.100 t TN/a zu erreichen. Dies entspricht einer durchschnittlichen Zielkonzentration in den Flüssen von 2,6 mg TN/l am Übergabepunkt limnisch-marin.
- c. Wird die Reduktion jeweils mit 34 % in beiden Eintragspfaden realisiert, beträgt die maximal erlaubte Konzentration in den Flüssen 3,1 mg TN/l.
- d. Wird die atmosphärische Deposition um 50 % gesenkt (also überproportional im Vergleich zu den Flussfrachten), ergibt sich die maximal erlaubte Konzentration in den Flüssen mit 3,6 mg TN/l.

Die ausgewählten Optionen sind in der Tab. 10 dargestellt.

6. Die Berechnung unter Punkt 5 setzen voraus, dass sich die Phosphorfrachten gegenüber dem Referenzzeitraum nicht ändern. Dies erscheint unrealistisch, insbesondere da die neuen maximal zulässigen Nährstoffeinträge des Baltic Sea Action Plan von 2013 (HELCOM 2013b) von Deutschland eine Reduktion der TP-Frachten von 170 t TP verlangen. Berücksichtigt man diese TP-Reduktion, ist ggf. sogar eine Reduktion der Stickstofffrachten um 47 % auf 17.310 t TN/a notwendig, um den Chlorophyll-a-Zielwert entsprechend WRRL zu erreichen. Nimmt man wiederum an, dass die Reduktion der Stickstofffrachten gleichmäßig zwischen wassergebundenen und atmosphärischen Einträgen aufgeteilt wird, ergibt sich eine mittlere erlaubte Konzentration von 2,5 mg TN/l.

² Die gewählten Optionen wurden ausgehend von den unter Ziffer 4 dargestellten Zusammenhängen von der ad-hoc-AG NEO vorgeschlagen, um adäquate Maßnahmen zur Minderung der atmosphärischen und wassergebundenen Einträge ableiten zu können.

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

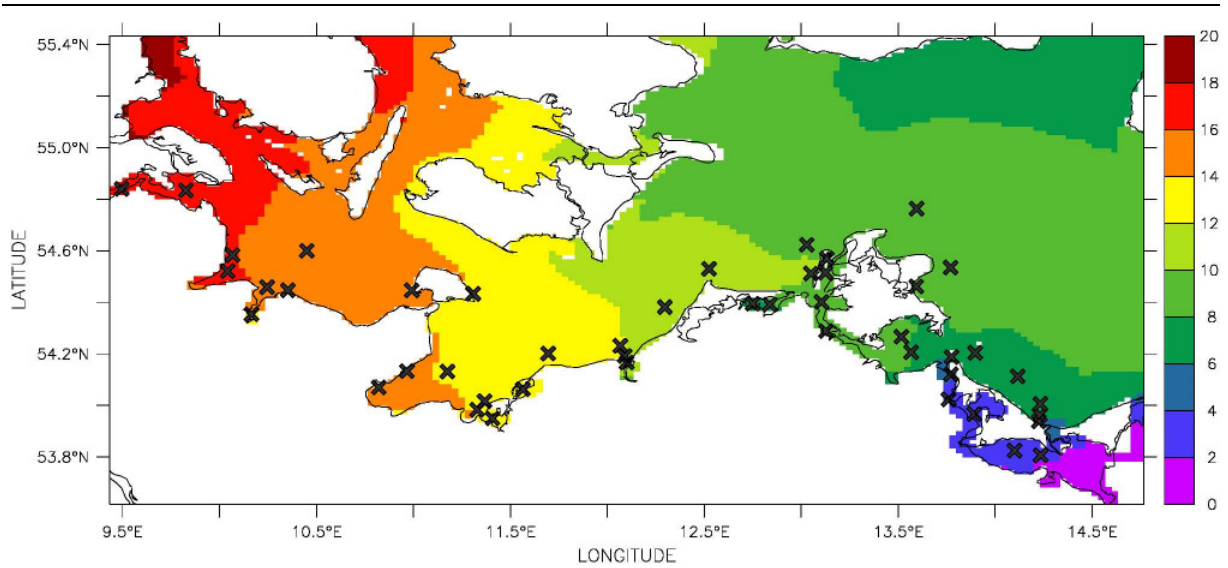


Abb. 28: Die für das statistische Modell betrachtete Region mit den für die Berechnung der Zielwerte vom Modell erfassten Stationen. Farblich ist der mittlere Oberflächensalzgehalt dargestellt.

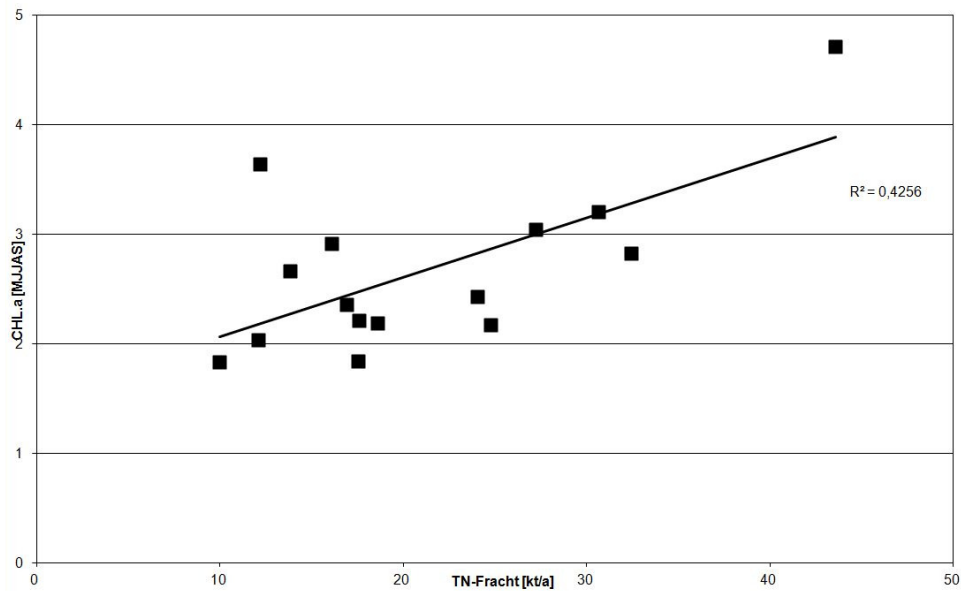


Abb. 29: Die mittlere Chlorophyll-a-Konzentration ($\mu\text{g/l}$, Messwerte entnommen aus der Datenbank des IOW) im Sommer gemittelt über die südwestliche Ostsee, diese hängt linear von den jährlichen deutschen Nährstofffrachten ab (entnommen aus PLC-5).

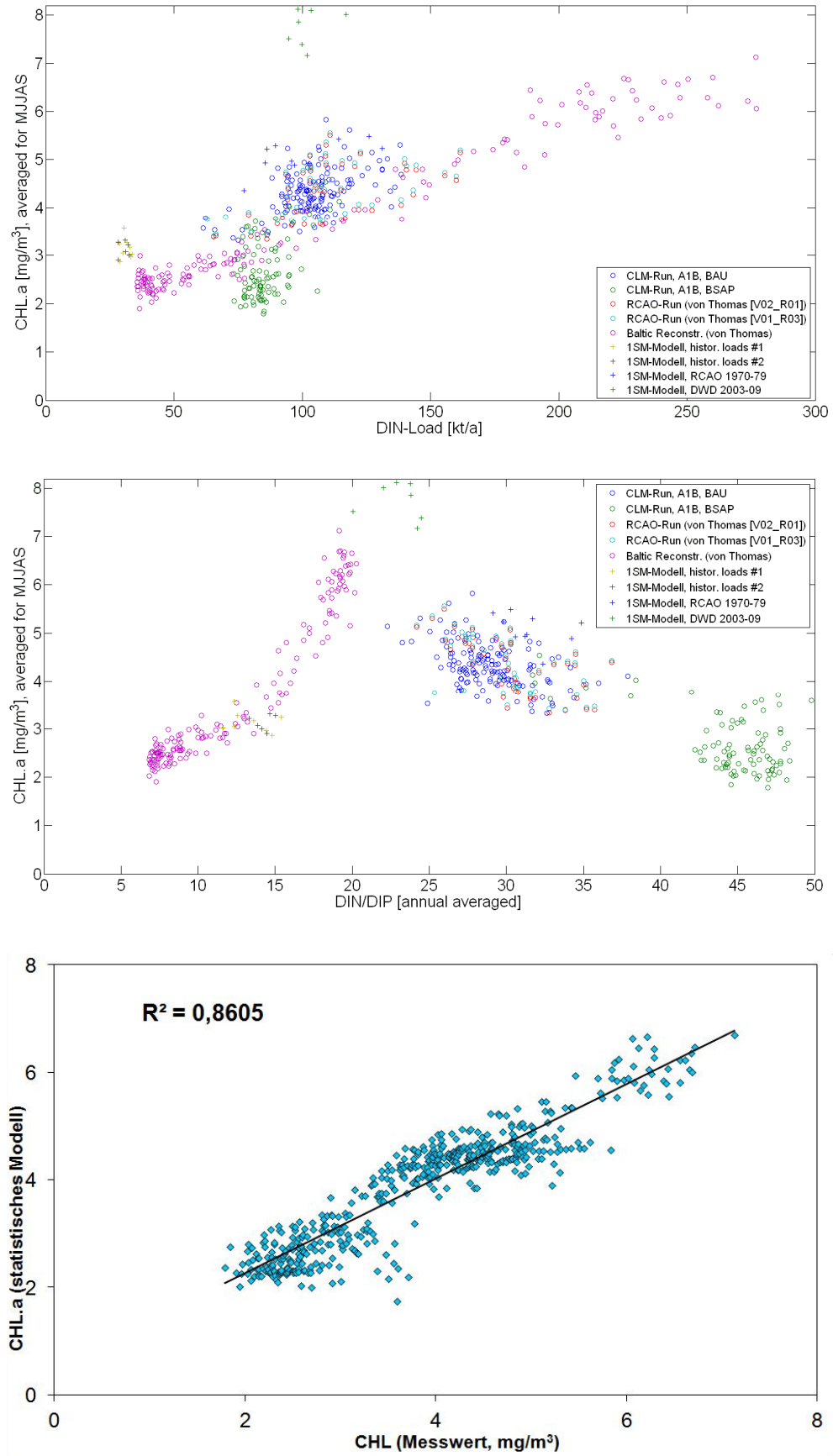


Abb. 30: Die Chlorophyll-a-Konzentration ($\mu\text{g/l}$) hängt in den Modellsimulationen linear von der Stickstofffracht (oben) und nichtlinear vom N/P-Verhältnis (Mitte) der Fracht ab. Die aus dem statistischen Modell berechnete Chlorophyll-a-Konzentration zeigt eine sehr hohe Korrelation zu den simulierten (unten). [Die oberen Abbildungen sind entnommen aus Schernewski et al. (2014).]

Tab. 10: Szenarien zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen (Zielfrachten und Zielkonzentrationen) für die Ostseezuflüsse

	Stickstofffracht [t TN/a]			Konz. in Flüssen [mg TN/l]	Phosphorfracht [t TP/a]	berechnete Chlorophyll-Konz. [$\mu\text{g/l}$]
	gesamt	atmosph. Eintrag	flussgebunden			
Referenzsituation 1880	9.027	3.900	5.127	1,2	227	2,4
Mittelwert 1997-2003 (PLC 5.5)	32.697	13.007	19.690	4,7	526	4,5
Reduktion nur der wasser- gebundenen Einträge	21.477	13.007	8.470	2,0	526	3,6
Reduktion entspr. Göteborg-Protokoll (20 % atmosph. Deposition)	21.477	10.406	11.072	2,6	526	3,6
Reduktion gleichmäßig um 34 %	21.477	8.544	12.934	3,1	526	3,6
Reduktion atmosph. Deposition um 50 %	21.477	6.504	14.974	3,6	526	3,6
TP-Reduktion um 170 t (BSAP 2013) und TN um 34 %	21.477	8.544	12.934	3,1	356	4,0
TN-Reduktion um 47 %, TP-Reduktion um 170 t (BSAP 2013)	17.310	6.886	10.424	2,5	356	3,6
TN-Reduktion um 47 %, atmosph. Deposition entspr. Göteborg-Protokoll TP-Reduktion um 170 t (BSAP 2013)	17.310	10.406	6.905	1,6	356	3,6
BSAP (2013)	30.133	11.900	18.233	4,3	356	4,2

Soll der Chlorophyll-a-Zielwert der WRRL erreicht werden, ist eine Reduktion der deutschen Stickstofffrachten um 34 % notwendig, wenn TP auf dem Niveau des Referenzzeitraumes bleibt. Dabei gibt es verschiedene Optionen, wie die Reduktion zwischen wasser- gebundenen Einträgen und atmosphärischer Deposition aufgeteilt werden kann, entsprechend der Reduktion der Flussfrachten (91,5 % der wasser- gebundenen Einträge) ändert sich die maximal erlaubte Konzentration (bei einem Abfluss von $121,8 \text{ m}^3/\text{s}$). Berücksichtigt man zusätzlich die Reduktion der Phosphorfrachten entsprechend dem BSAP von 2013 (HELCOM 2013d) genügt die Reduktion der TN-Fracht um 34 % vermutlich nicht, um den Chlorophyll-a-Zielwert zu erreichen. Stattdessen ist eine Reduktion um 47 % notwendig, die bei einer Gleichverteilung der Reduktion zwischen den Eintragspfaden zu einer Zielkonzentration von $2,5 \text{ mg TN/l}$ in den Flüssen führt. Die TP-Fracht von 1997-2003 von 526 t setzt sich aus dem Mittelwert der abflussnormierten Frachten (501 t) und dem Mittelwert der Punktquellen (24,5 t) zusammen.

3.6 Aktuelle Abweichungen von den neuen Orientierungswerten

Die bis auf die Ebene der Küstengewässertypen aggregierten Hintergrund- und Orientierungswerte für die Küstengewässertypen der deutschen Ostsee sind in der Tabelle 11 und für die den deutschen Küstengewässern vorgelagerten Gebiete der HELCOM-Ostseebecken

in Tabelle 12 zusammengefasst (vgl. auch Tab. 5-A im Anhang mit den Konzentrationen in mg/l). Die Hintergrund- und Orientierungswerte auf der Wasserkörperebene sind in der Tabelle 1-A im Anhang dargestellt.

Tab. 11: Klassengrenzen sehr gut/gut (H/G) und gut/mäßig (G/M) für Chlorophyll-a sowie Hintergrund- und Orientierungswerte (HW, OW) für Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor für die Küstengewässertypen der deutschen Ostsee (neue Werte: Median aus den Werten der einzelnen Wasserkörper vgl. Tab. 1-A im Anhang; alte Werte: nach Salzgehalt normiert)

Typ	Salzgehalt	Chlorophyll-a [µg/l]			Gesamt-Stickstoff [µmol/l]			Gesamt-Phosphor [µmol/l]		
		H/G neu	G/M neu	G/M alt	HW neu	OW neu	OW alt	HW neu	OW neu	OW alt
<i>Mecklenburg-Vorpommern</i>										
B1	2,8	12,9	19,4	12,7	25,4	38,1	15,0	0,95	1,42	0,80
B2a	7,7	5,3	7,9	2,4	11,8	17,7	17,1	0,39	0,59	0,77
B2b	12,9	2,0	2,9	1,9	15,0	22,5	13,3	0,49	0,73	0,55
B3a	7,2	2,4	3,6	2,3	12,0	18,0	18,0	0,41	0,62	0,90
B3b	11,7	1,0	1,6	1,9	13,0	19,5	14,3	0,44	0,65	0,61
<i>Schleswig-Holstein</i>										
B2a	8,6	8,1	12,2	2,4	24,8	37,2	17,0	0,73	1,10	0,78
B2b	14,8	2,6	3,9	1,9	13,1	19,7	13,6	0,35	0,52	0,55
B3b	14,3	0,87	1,3	1,9	9,5	14,3	14,3	0,29	0,44	0,61
B4	16,7	1,1	1,6	1,9	10,0	15,0	15,0	0,33	0,50	0,84

Tab. 12: Klassengrenzen gut/mäßig (G/M) für Chlorophyll-a sowie Orientierungswerte (OW) für Gesamt-Stickstoff (TN), gelösten Stickstoff (DIN), Gesamt-Phosphor (TP), gelösten Phosphor (DIP) für die den deutschen Küstengewässern vorgelagerten Gebiete der HELCOM-Ostseebecken (alte Werte: TARGREV-Projekt modifiziert durch CORE EUTRO 7 siehe Annex 2 des Sitzungsprotokolls). Bei HELCOM wurden keine Hintergrundwerte und keine Klassengrenzen gut/sehr gut festgelegt.

Ostseebecken	Chlorophyll-a [µg/l]		TN [µmol/l]		DIN (Dez. - Feb.) [µmol/l]		TP [µmol/l]		DIP (Dez. - Feb.) [µmol/l]	
	G/M neu	G/M alt	OW neu	OW alt	OW neu	OW alt	OW neu	OW alt	OW neu	OW alt
Kieler Bucht	1,34	2,1	16,4	< 22,2	5,81	5,5	0,41	< 0,96	0,38	0,45
Meckl. Bucht	1,39	1,7	16,7	< 21,7	6,67	3,4	0,45	< 0,98	0,30	0,41
Arkonasee	1,57	1,8	19,5	< 17,4	5,68	2,9	0,48	< 0,67	0,30	0,36
Bornholmbecken	1,77	1,8	18,0	< 16,1	3,59	2,5	0,59	< 0,54	0,38	0,32

Die Prüfung der Überschreitung wird für jeden Wasserkörper anhand der für ihn abgeleiteten Schwellenwerte für Chlorophyll-a bzw. der Orientierungswerte für Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor vorgenommen. Dazu wird der Median eines sechsjährigen Beobachtungszeitraumes verwendet. Für die Parameter Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor gehen alle Werte, für den Parameter Chlorophyll-a gehen nur die Werte von Mai bis September in die Prüfung ein.

In Abb. 31 sind die bisherigen und die neuen Orientierungswerte gegenübergestellt. In den Wasserkörpern der inneren Küstengewässer des Typs B1 und teilweise auch B2 sind die

neuen Orientierungswerte höher als die bisherigen Werte und bilden den Belastungsgradienten von den Flusseinträgen über die Küstengewässer bis in die offene Ostsee realistisch ab. Die Unterschiede der Werte für die B3-Wasserkörper der Außenküste sind erwartungsgemäß nicht so prägnant und im Vergleich mit den Werten für die vorgelagerte Ostsee plausibel (vgl. Tab. 12). Hinsichtlich DIN hat das Modell Probleme, die Winterwerte zu reproduzieren. Es ist deshalb zu prüfen, inwieweit die neu vorgeschlagenen OW in der Bewertung Anwendung finden sollten.

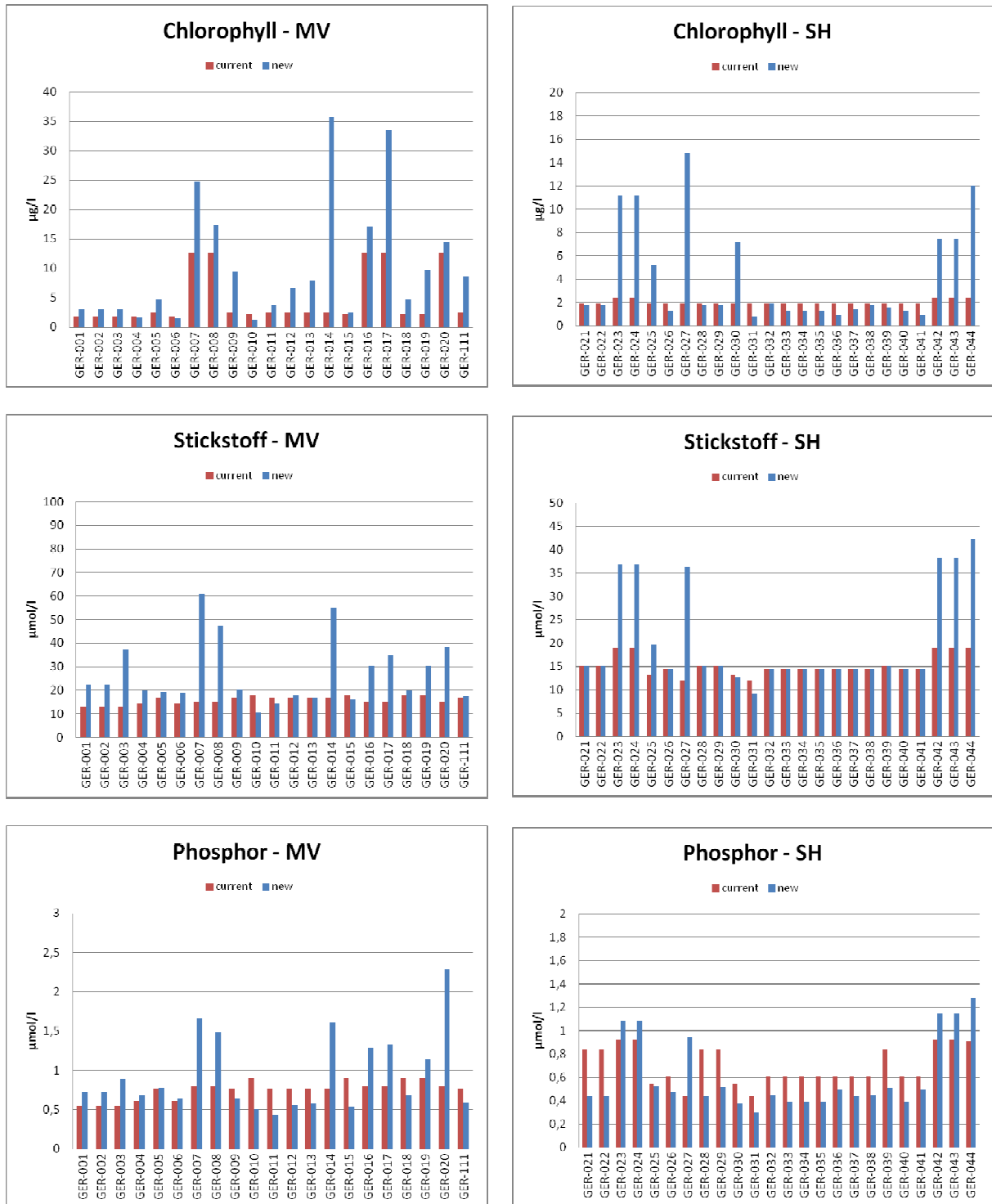


Abb. 31: Vergleich der alten (current) mit den neuen (new) Schwellen- bzw. Orientierungswerten (Zuordnung der Wasserkörper s. Tabelle 1-A im Anhang)

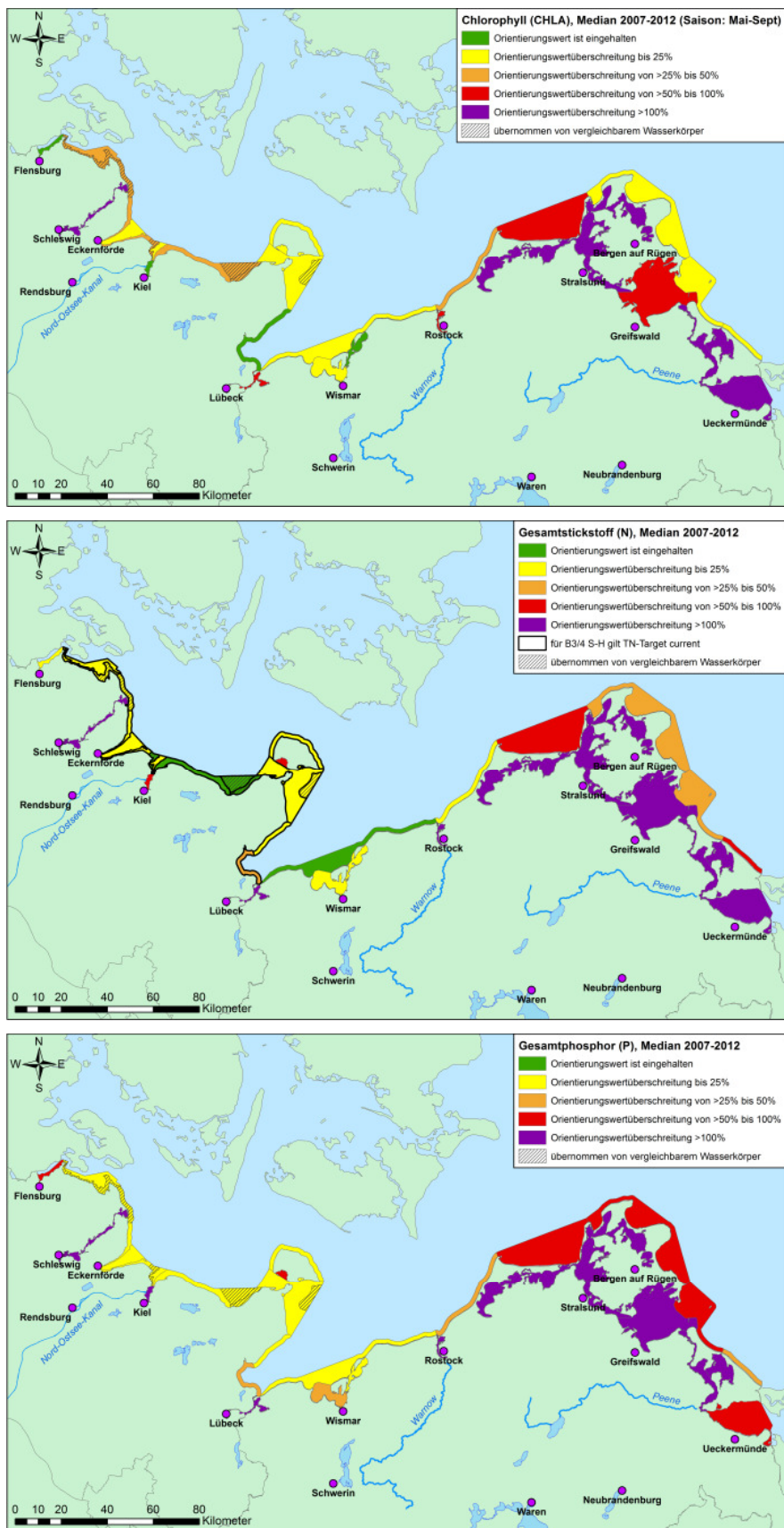


Abb. 32: Überschreitung der neuen Orientierungswerte für Chlorophyll-a (oben), Gesamt-Stickstoff (Mitte) und Gesamt-Phosphor in den Wasserkörpern der deutschen Ostseeküste, Median der Zeitreihe 2007-2012

Die Orientierungswertüberschreitungen in den Wasserkörpern finden sich in Abb. 32 und in Tab. 3-A im Anhang. Die Vorgehensweise ist im Kap. 2.4 beschrieben. Teilweise sind die neuen Werte in den B3-Wasserkörpern für Chlorophyll-a und Phosphor strenger. Die Orientierungswerte werden hier bis zu 50 % überschritten, was bei Anwendung der bisherigen Werte - vor allem in Schleswig-Holstein - nicht der Fall war (vgl. Abb. 11 und Abb. 32).

4 Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse und Empfehlungen

Vorschlag für neue Hintergrund- und Orientierungswerte für die deutsche Ostsee

Die vom IOW modellierten Orientierungswerte wurden von den Ländern Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern anhand der Monitoringdaten intensiv getestet. Dabei zeigte sich, dass noch vorhandene unvermeidbare Modellschwächen geringe Modifikationen einiger Orientierungswerte notwendig machen. Diese Modifikationen basieren auf der Expertise der zuständigen Fachbehörden LLUR und LUNG.

Abweichungen von den modellierten Werten für die Parameter Chlorophyll-a, Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor

Die Wasserkörper der Schlei, der inneren Trave sowie des Bodstedter, des Saaler, des Kleinen und des Großen Jasmunder Boddens konnten nicht explizit mit dem Modell berechnet werden. Stattdessen wurden die Transferfaktoren des Modells von vergleichbaren Wasserkörpern übertragen. Für die Schlei und die nicht aufgelösten Bodden wurden die mittleren Faktoren der B1- bzw. B2a-Stationen verwendet, während die Faktoren der Unterwarnow auf die Innere Trave übertragen wurden (vgl. Kap. 3.4).

Die in den B3- und B4-Wasserkörpern Schleswig-Holsteins auftretende Modellschwäche für Gesamt-Stickstoff (vgl. Kap. 3.4) ist u. a. auf die Stickstofffixierung zurückzuführen. Diese wird aufgrund ihrer Salzabhängigkeit westlich von Fehmarn unterschätzt. Eine Verbesserung der Modellergebnisse für dieses Gebiet ist demnächst durch die zukünftige Berücksichtigung der dänischen Eintragsdaten zu erwarten. Für die schleswig-holsteinischen B3- und B4-Wasserkörper werden deshalb zunächst die alten BLMP-Orientierungswerte für Gesamt-Stickstoff beibehalten. Für den Wasserkörper Wismarbucht/Salzhaß wird der TN-Faktor Wismarbucht/Nordteil übernommen. Für die Bewertung des Wasserkörpers Mecklenburger Bucht/Warnemünde bis Darß wird die Station UW5 nicht genutzt, da diese zu stark vom Nährstoffeintrag aus der Warnow beeinflusst ist.

Zur Bewertung einiger B2-Wasserkörper in Schleswig-Holstein werden die Transferfaktoren vergleichbarer WK übertragen. Für die Wasserkörper mittlere und innere Schlei sowie Schleimünde werden die durchschnittlichen Faktoren der B1-Wasserkörper, für die Wasserkörper Travemünde, Pötenitzer Wiek und untere Trave die Faktoren aus dem B2-Wasserkörper Unterwarnow herangezogen. Für den Wasserkörper Pommersche Bucht/Südteil wird der Faktor für Chlorophyll-a aus dem B3-Wasserkörper Pommersche Bucht/Nordteil übernommen.

Die bis auf die Ebene der Küstengewässertypen aggregierten Hintergrund- und Orientierungswerte sind in der Tabelle 11 und auf der Wasserkörperebene in der Tabelle 1-A im Anhang dargestellt.

Empfehlungen für die Parameter DIN und DIP

Die Parameter gelöster anorganischer Stickstoff (DIN) und gelöster anorganischer Phosphor (DIP), jeweils Winterwerte, eignen sich aus folgenden Gründen nicht für eine Bewertung:

- in den Küstengewässern gibt es wetterbedingt (Eis, Wind) große Datenlücken,
- die Anzahl der zur Verfügung stehenden Werte (Dez.-Febr.) ist gering,
- die Primärproduktion ist durch die warmen Winter zumindest in den Bodden auch im Winter hoch; dadurch werden die gelösten Nährstoffe verbraucht und das typische Winterplateau fehlt, zudem ist DIP in einigen inneren Küstengewässern (z. B. Darß-Zingster Bodden) aufgrund des Sorptions-/Desorptionsgleichgewichts mit dem Sediment nicht für eine Bewertung geeignet.

Für Trendbetrachtungen sollten die gelösten Nährstoffe jedoch weiterhin gemessen werden.

Ableitung von Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Ostseezuflüsse zur Erreichung der Ziele der WRRL und des HELCOM BSAP³

Stickstoff

Ausgehend von den berechneten Orientierungswerten für die mittlere Chlorophyll-a-Konzentration (vgl. Abschnitt 3.3) wurde mit einem vereinfachten Ansatz die maximal zulässige deutsche Stickstofffracht über Flüsse in die Ostsee - Zielfrachten in t/a und Zielkonzentrationen in mg/l - berechnet, so dass der jeweilige Orientierungswert und somit der gute ökologische Zustand für Chlorophyll-a in den Küstenwasserkörpern erreicht werden kann. Dazu wurden die Nährstofffrachten und die Chlorophyll-a-Konzentration (Mai bis September) für die südwestliche Ostsee gemittelt. Dadurch wurden auch nicht-deutsche Nährstofffrachten erfasst, von denen im Folgenden vereinfachend angenommen wird, dass sie im gleichen Maße wie die deutschen Einträge reduziert werden.

Die Mittelung der Konzentrationen und Frachten über das gesamte Gebiet ist streng wissenschaftlich noch nicht zufriedenstellend. Sie soll später durch eine detaillierte Vorgehensweise ersetzt werden, die die Differenzierung zwischen den wichtigsten Nährstoffquellen und den resultierenden Chlorophyll-a-Konzentrationen in einzelnen Wasserkörpern erlaubt (vgl. Kap. 3.4).

Derzeit stellt diese vereinfachte Ableitung das beste zur Verfügung stehende pragmatische Verfahren dar. Im Ergebnis stellte sich heraus, dass für die Erreichung der Klassengrenze gut/mäßig für Chlorophyll-a im Küstenmeer der deutschen Ostsee eine Reduktion der Einträge aus der Atmosphäre und den Flüssen um 34 % auf insgesamt rd. 21.500 t N/a notwendig ist.

Zum Vergleich: die gemessene mittlere Stickstofffracht aus der Atmosphäre und den Flüssen betrug zwischen 1997 und 2003 rd. 32.700 t N/a (Referenzperiode zur Berechnung der erlaubten Einträge des Ostseeaktionsplans der HELCOM). Davon entfallen rd. 19.700 t auf Flusseinträge und rd. 13.000 t auf atmosphärische Einträge aus dem deutschen Einzugsgebiet.

Um die notwendige Reduktion von rd. 11.200 t N/a (Differenz der gemessenen Fracht von 32.700 t und der modellierten Zielfracht von 21.500 t) zwischen atmosphärischer Deposition und wassergebundenen Einträgen aufzuteilen, wurden verschiedene Szenarien gerechnet. Entsprechend ändert sich die zulässige Stickstoff-Konzentration in den Flüssen. Realistisch umsetzbar ist nach Auffassung der Länder Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern (M-V/S-H-Abstimmungsgespräch Nährstoff-Reduktionsziele Ostsee am 20. März 2014 im BSH Hamburg) das Szenario unter Einbeziehung der Anforderungen des international akzeptierten Göteborg-Protokolls (UN/UCE 1999, vgl. Tab. 10) zur Reduktion der atmosphärischen Einträge. Voraussetzung dafür ist, dass die unter dem Göteborg-Protokoll vereinbarten nationalen Reduktionsverpflichtungen regional so ausgestaltet werden, dass sie meeresrelevant sind. Es müssen daher voraussichtlich neue Instrumente geschaffen werden, die eine regionale Planung von Maßnahmen und ggf. auch deren verbindliche Vorgabe erlauben.

Nach diesem Szenario sinkt die atmosphärische Deposition um 20 % von rd. 13.000 t um rd. 2.600 t auf rd. 10.400 t N/a und die Reduktion der wassergebundenen Stickstoffeinträge um 44 % von rd. 19.700 t um 8.600 t auf rd. 11.100 t N/a. Dies entspricht einer durchschnittli-

³ Abweichend von den in der HELCOM-Ministererklärung (HELCOM 2013d) vom 3. Oktober 2013 genannten gerundeten Werten, wurden die im Summary report on the development of revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan (HELCOM 2013b) vom 3. Oktober 2013 dargestellten Werte der Stickstoff-Reduktionsanforderungen für die Ableitung verwendet. Auch die prozentuale Aufteilung der Reduktionsanforderungen zwischen flussbürtigen und atmosphärischen Einträgen wurde diesem Hintergrunddokument entsprechend verwendet.

chen Zielkonzentration von 2,6 mg TN/l am Übergabepunkt limnisch-marin. Die heutige durchschnittliche Eintragskonzentration beträgt 4,7 mg TN/l.

Ein Vergleich mit den Reduktionsanforderungen des HELCOM Ostseeaktionsplans von 2013 zeigt, dass für die Erreichung der Ziele der WRRL in den deutschen Küstenwasserkörpern höhere Reduktionsanforderungen der wasserbürtigen Einträge notwendig sind als für die zentralen Becken der Ostsee. Die Gewässerqualitätsziele, die dem BSAP zu Grunde liegen, gelten vor allem für die zentralen Ostseebecken und sind durch den deutschen wasserbürtigen Eintrag kaum beeinflusst. Bei den BSAP-Anforderungen haben die atmosphärischen Einträge daher eine deutlich größere Relevanz. Für die Küstengewässer-Wasserkörper sind die wasserbürtigen Einträge dagegen von deutlich höherer Relevanz als die atmosphärischen Einträge. Daher muss über diesen Pfad der Hauptanteil reduziert werden.

Phosphor

Bezüglich Gesamt-Phosphor werden die unter dem HELCOM BSAP 2013 für die offene Ostsee aufgestellten Reduktionsanforderungen von 170 t als ausreichend angesehen, da die Küstengewässer überwiegend stickstofflimitiert sind und Phosphor deshalb eine untergeordnete Rolle im Eutrophierungsgeschehen spielt. Für Gesamt-Phosphor besteht mit den fließgewässertypspezifischen LAWA-RAKON-Orientierungswerten, die für die Ostseezuflüsse zwischen 0,1 und 0,15 mg/l variieren, bereits ein realistischer Bewertungsrahmen, um den regionalen und lokalen Handlungsbedarf zu ermitteln. Die Einhaltung des LAWA-RAKON-Orientierungswertes von 0,1 mg TP/l würde die TP-Frachten der Flüsse im Mittel um 125 t senken, so dass damit die BSAP-Reduktionsanforderung von 115 t erreicht werden würde.

Chlorophyll-a

Bei den neu berechneten Orientierungswerten für Chlorophyll-a (vgl. Kap. 3.3) sind die o.g. Zielfrachten für Stickstoff und Phosphor notwendig. Für Chlorophyll-a an sich werden keine Zielfrachten und Zielkonzentrationen am Übergabepunkt limnisch-marin veranschlagt.

Insgesamt können die nach WRRL geltenden Klassengrenzen für Chlorophyll-a nur dann erreicht werden, wenn die o.g. HELCOM-Vorgaben für die Phosphorfrachten erreicht werden und die gesamten Stickstoffeinträge um 34 % auf rd. 21.500 t TN/a reduziert werden.

Deutscher Anteil an den Frachten und Aufteilung auf die Bundesländer

Zur Erreichung der Ziele des Ostseeaktionsplans der HELCOM (BSAP) ist eine Reduktion der Einträge an Stickstoff und Phosphor notwendig. In der alten Fassung von 2007 hätte Deutschland 240 t Gesamt-Phosphor und 5.620 t Gesamt-Stickstoff reduzieren müssen. Auf der HELCOM-Umweltministerkonferenz im Oktober 2013 wurden neue, nach dem aktuellen wissenschaftlichen Stand und auf Grundlage eines umfassenderen Datensatzes und verbesserten Modells abgeleitete Nährstoffreduktionsziele für die Ostsee beschlossen. Nach Angaben des UBA müssen die Reduktionsanforderungen im Abrechnungszeitraum 2004 bis 2021 umgesetzt sein (mündl. Mitt. Wera Leujak 2013). Eine offizielle Bestätigung des Abrechnungszeitraumes durch HELCOM steht noch aus. Als Referenzzeitraum für die Ableitung der neuen Reduktionsziele wurde der Zeitraum 1997 bis 2003 festgelegt. Die neuen Reduktionsziele für Stickstoff gelten für die Summe aus wasserbürtigen und atmosphärischen Einträgen (BSAP 2007 (HELCOM 2007) galt nur für den Wasserpfad) und beinhalten für Deutschland einen Anteil von etwa 75 % an atmosphärischen N-Einträgen in die gesamte Ostsee (MONAS 2013, vgl. Tab. 7 in HELCOM 2013b). Die erforderliche Reduktion der atmosphärischen Einträge wird voraussichtlich über die Umsetzung des Göteborg-Protokolls (am 17. Mai 2005 in Kraft getreten, 2012 verschärft) des Genfer Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung von 1979 geleistet. Nach den neuen Anforderungen des überarbeiteten HELCOM-BSAP muss Deutschland bis 2021 170 t Phosphor und 7.663 t Stickstoff (atmosphärische und wasserbürtige Einträge), davon 60 t P und 500 t N im deutschen Teil des Odereinzugsgebietes reduzieren (HELCOM 2013b).

Bei der Aufteilung der wasserbürtigen N- und P-Einträge sind die Länder Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern nicht von ihrem Flächenanteil am deutschen Ostsee-Einzugsgebiet, sondern vom Verursacherprinzip, d. h. vom jeweiligen Anteil an der P- und N-Fracht im Referenzzeitraum 1997-2003 ausgegangen (Tab. 13). Die Datengrundlage für die prozentuale Aufteilung ist die für Deutschland ausgewiesene Jahresfracht aus dem PLC-5.5-Datensatz (Feb. 2014) und die von den Ländern an das Umweltbundesamt gemeldeten Jahresfrachten (Tab. 4-A im Anhang).

Tab. 13: Aufteilung der flussbürtigen Einträge in die Ostsee (basierend auf den Frachteinträgen der Referenzperiode 1997-2003, Datenbasis PLC 5.5) gemäß den Reduktionsanforderungen des HELCOM BSAP

Frachtanteil M-V am dt. Ostsee-EZG		Frachtanteil S-H am dt. Ostsee-EZG		dt. Frachtanteil am Oder-EZG	
Gesamt N	Gesamt P	Gesamt N	Gesamt P	Gesamt N	Gesamt P
58 %	52 %	42 %	48 %	3,3 % ¹	2,2 % ¹
<i>Reduktion für HELCOM BSAP</i>					
843 t	57 t	610 t	53 t	500 t (davon 5,5 t M-V)	60 t (davon 0,8 t M-V)

¹deutscher Anteil am Odereintrag der Länder Brandenburg, Sachsen und Mecklenburg-Vorpommern (schriftliche Mitteilung Markus Venohr, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, 01.07.2013)

Weiteres Vorgehen

Im Rahmen der Umsetzung der WRRL, MSRL und des Göteborg-Protokolls müssen effektive Maßnahmen erarbeitet und umgesetzt werden, um den Orientierungswerten für Stickstoff, Phosphor und Chlorophyll-a in den Küstengewässern der deutschen Ostsee näher zu kommen.

Im Unterschied zu den für die Nordsee abgeleiteten Reduktionszielen wurde für die Ostsee von einer Reduktion der atmosphärischen Einträge um 20 % (Göteborg-Protokoll, UN/ECE 1999) ausgegangen. Sollte sich im Laufe des 2. MSRL-Bewirtschaftungszeitraumes herausstellen, dass die Reduktionsanforderungen nicht ausreichen, um den guten Umweltzustand gem. MSRL bzw. den guten ökologischen Zustand gem. WRRL zu erreichen, müssen ggf. neue Eintragsziele für den Luft- und Wasserpfad eingeführt werden. Möglich wäre eine regional differenzierte Umsetzung des Göteborg-Protokolls, um eine für die Ostsee relevante Reduktion der N-Emissionen zu erreichen.

Die wichtigsten Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Für die Parameter Chlorophyll-a, Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor wurden neue Klassengrenzen bzw. Hintergrund- und Orientierungswerte zur Bewertung der deutschen Küstengewässer-Wasserkörper der Ostsee abgeleitet.
- Die Parameter gelöster anorganischer Stickstoff (DIN) und gelöster anorganischer Phosphor (DIP) eignen sich nicht für eine Bewertung der Küstengewässer-Wasserkörper, werden aber für Trendbetrachtungen weiterhin als notwendig erachtet.
- Um die Ziele* des HELCOM-BSAP, der WRRL und der MSRL zu erreichen, muss die durchschnittliche **Zielfracht** für Gesamt-Stickstoff (Atmosphäre und Flüsse) für das deutsche Ostsee-EZG auf **21.500 t/a** gesenkt werden. Daraus ergibt sich eine aktuelle **Reduktionsanforderung** von **2.600 t** für atmosphärische und **8.600 t** für Einträge aus den Flüs-

sen bis 2027. Das gewählte Reduktionsszenario geht von einer meeresrelevanten Reduktion der atmosphärischen Deposition um 20 % (Göteborg-Protokolls (UN/UCE 1999) und der wassergebundenen Einträge um 44 % aus. Eine alleinige Reduktion der Flusseinträge hätte schärfere Reduktionsanforderungen zur Folge, die jedoch nicht realistisch erreichbar erscheinen.

- Die daraus abgeleitete durchschnittliche **Zielkonzentration** am Übergabepunkt limnisch-marin für die deutschen Ostseezuflüsse beträgt **2,6 mg TN/I**. Die Einhaltung dieser Konzentration erlaubt die Erreichung der Ziele des HELCOM BSAP, der WRRL (guter ökologischer Zustand) und der MSRL (guter Umweltzustand).
- Bezüglich Gesamt-Phosphor werden die unter dem HELCOM BSAP 2013 für die offene Ostsee aufgestellten Reduktionsanforderungen von 170 t auch im Rahmen der WRRL und MSRL als ausreichend und notwendig angesehen. Für Gesamt-Phosphor besteht mit den fließgewässertypspezifischen LAWA-RAKON-Orientierungswerten, die für die Ostseezuflüsse zwischen **0,1 und 0,15 mg TP/I** variieren, bereits ein realistischer Bewertungsrahmen, um den regionalen und lokalen Handlungsbedarf zu ermitteln.

* Die Zielerreichung unterliegen unterschiedliche Zeithorizonte: guter Zustand gemäß MSRL bis 2020, gemäß HELCOM-BSAP bis 2021 und gemäß WRRL bis 2027.

Literatur

- ARGE BLMP (2011): Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Download: www.blmp-online.de.
- Arle, J., Blondzik, K., Claussen, U., Duffek, A., Grimm, S., Hilliges, F., Hoffmann, A., Leujak, W., Mohaupt, V., Naumann, S., Pirntke, U., Richter, S., Schilling, P., Schroeter-Kermani, C., Ullrich, A., Wellnitz, J., Werner, S. & Wolter, R. (2013): Wasserwirtschaft in Deutschland, Teil 2 - Gewässergüte. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), Umweltbundesamt, 111 S., Download: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/wawi_teil_02_2014.pdf
- Auerswald, K. & Kainz, M. (1998): Erosionsgefährdung (C-Faktor) durch Sonderkulturen. Bodenschutz 3: 98-102.
- Bachor, A. (2005a): Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – eine Belastungsanalyse. Rostock, Meeresbiolog. Beitr. 14: 17-32.
- Bachor, A. (2005b): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern 2: 1-219.
- Balls, P.W. (1994): Nutrient Inputs to Estuaries from Nine Scottish East Coast Rivers; Influence of Estuarine Processes on Inputs to the North Sea. Estuar Coast Shelf Sci 39(4): 329-352.
- Bartnicki, J. & Semeena, V. S. (2013): Atmospheric nitrogen depositions to the Baltic Sea during 1995-2011. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet 2013, Download: <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/eutrophication/nitrogen-atmospheric-deposition-to-the-baltic-sea/>.
- Behrendt, H. & Dannowski, R. (2005): Nutrients and heavy metals in the Oder River system. Weißensee Verlag, Berlin, 353 p.
- Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G., Scholz, G. & Wendland, F. (2003a): Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA), Texte 82: 1-234.
- Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G., Scholz, G. & Wendland, F. (2003b): Nutrient Emissions into River Basins of Germany on the Basis of a Harmonized Procedure. Ed.: Umweltbundesamt (UBA), Texte 82: 1-221.
- Behrendt, H., Dannowski, R., Deumlich, D., Dolezai, F., Kajewski, I., Kornmilch, M., Korol, R., Mioduszewski, W., Opitz, D., Steidl, J. & Stronska, M. (2003c): Point and diffuse emissions of pollutants, their retention in the river system of the Oder and scenario calculations on possible changes. Weißensee Verlag, Berlin, 300 p.
- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (2000): Nutrient emissions into river basins of Germany. Ed.: Umweltbundesamt (UBA), Texte 23: 1-266.
- Behrendt, H., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O. & Scholz, G. (2002): Estimation of the nutrient inputs into river systems - experiences from German rivers. Reg Environ Change 3: 107-117.
- Belohoubek, A. (1877): Untersuchungen des Moldauwassers. In: Koristka, K. (1877): Sitzungsberichte der königlichen böhmischen Gesellschaft der Wissenschaften in Prag. Jahrgang 1876, Verlag der königlichen böhmischen Gesellschaft der Wissenschaften.
- Bewirtschaftungsplan Schlei/Trave (2009): Bewirtschaftungsplan nach Art. 13 der Richtlinie 2000/60/EG für die Flussgebietseinheit Schlei/Trave. Download: http://www.wrrl-mv.de/doku/bekanntm/SchleiTrave/BP/Druckfassung_BP_ST_2009_12_07.pdf.
- Bewirtschaftungsplan Warnow/Peene (2009): Bewirtschaftungsplan nach Art. 13 der Richtlinie 2000/60/EG für die Flussgebietseinheit Warnow/Peene. Download: http://www.wrrl-mv.de/doku/bekanntm/WarnowPeene/BP/BP_Warnow_Peene_Endredaktion.pdf.
- BGR (1998): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland (geological map of Germany) 1:1.000.000 (BÜK 1000). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Federal Institute for

- Geosciences and Natural Resources (BGR), Download: www.bgr.bund.de/clin_011/nn_325378/DE/Themen/Boden/Produkte/Karten/BU EK_1000.html
- BIOTA (2008): Regionalisierung der Nährstoffbelastung in Oberflächengewässern in Mecklenburg-Vorpommern. Unveröff. Abschlussbericht, biota - Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.
- BLANO (2012): Anfangsbewertung der deutschen Ostsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Hrsg.: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Download: www.meeresschutz.info/index.php/berichte.html.
- BLMP AG WRRL (2007): Eutrophierung in den deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee, Handlungsempfehlungen zur Reduzierung der Belastung durch Eutrophierung gemäß WRRL, OSPAR & HELCOM im Kontext einer Europäischen Wasserpolitik. Erarbeitet von einer Reihe von Experten im Rahmen der Bund/Länder-Messprogramm (BLMP)-AG WRRL, 57 S., Download: www.blmp-online.de/PDF/WRRL/Eutrophierung_in_den_deutschen_Kuestengewassern.pdf.
- Blümel, C., Domin, A., Krause, J. C., Schubert, M., Schiewer, U. & Schubert, H. (2002): Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. Rostock, Meeresbiolog. Beitr. 10: 5-111.
- Bodungen, B. v. (1986): Annual cycles of nutrients in a shallow inshore area, Kiel Bight: Variability and trends. *Ophelia* 26: 91-107.
- Bork, H.R., Bork, H. & Dalchow, C. (1998): Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa: Wirkung des Menschen auf Landschaften. 1. Auflage, Klett-Perthes, Gotha, Stuttgart, 328 S.
- Brandt, K. (1927): Stickstoffverbindungen im Meere. *Wiss. Meeresuntersuchungen* 20: 203-292.
- Brix, J., Imhoff, K. & Weldert, R. (1934a): Die Stadtentwässerung in Deutschland. Vol 1, Gustav Fischer Verlag, Jena, 972 S.
- Brix, J., Imhoff, K. & Weldert, R. (1934b): Die Stadtentwässerung in Deutschland. Vol 2. Gustav Fischer Verlag, Jena, 600 S.
- Brockmann, U., Topcu, D. & Schütt, M. (2005): Referenz- und Schwellenwerte für die Küsten- und Übergangsgewässer an der deutschen Nord- und Ostseeküste. Unveröff. Bericht im Auftrag der ARGE Bund/Länder-Messprogramm Nord- und Ostsee.
- BSAP (2007): HELCOM Baltic Sea Action Plan. HELCOM Ministerial Meeting, Krakow, Poland, 15. November 2007, Download: http://helcom.fi/Documents/Baltic%20sea%20action%20plan/BSAP_Final.pdf
- BSH (2009): Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) in der Ostsee. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Download: http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Raumordnung_in_der_AWZ/Dokumente_05_01_2010/Umweltbericht_Ostsee.pdf.
- CIS (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance document n.o 5, Transitional and Coastal Waters - Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Produced by Working Group 2.4 – COAST, European Communities, 107 p, Download: <http://www.waterframeworkdirective.wdd.moa.gov.cy/docs/GuidanceDocuments/Guidancedoc5COAST.pdf>
- Clarke, F.W. (1916): The Data of Geochemistry, Third Edition. Department of the Interior, United States Geological Survey, Washington Government Printing Office, Bulletin 616: 821 p.
- Colijn, F., Hesse, K.-J., Ladwig, N. & Tillmann, U. (2002): Effects of the large-scale uncontrolled fertilisation process along the continental coastal North Sea. *Hydrobiologia* 484: 133-148.
- Conley D. J., Carstensen J., Aigars J., Axe P., Bonsdorff E. et al. (2011): Hypoxia is increasing in the coastal zone of the Baltic Sea. *Environment, Science, Technology* 4: 6777-6783.
- Conley, D. J. (2012): Ecology: Save the Baltic Sea. *Nature* 486: 463-464.
- de Jonge, V.N. & Elliot, M. (2001): Eutrophication. In: 1st edition of Encyclopedia of Ocean Sciences. Elsevier Ltd 2: 852-870.

- Deumlich, D. & Frielinghaus, M. (1994): Eintragspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluss im Lockergesteinsbereich. In: Werner, W. & Wodsak, H.P. (Hrsg.): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Verlagsunion Agrar, Frankfurt am Main, Agrarspectr. 22: 48-84.
- Devlin, M. & Painting, S. (2006): Nitrogen thresholds for the UK waters - offshore, coastal and transitional waters. Paper prepared for UKTAG Marine Task Team, Download: www.sniffer.org.uk.
- Dolman, A. M., Rücker, J., Pick, F. R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U. & Wiedner, C. (2012): Cyanobacteria and Cyanotoxins: the Influence of Nitrogen versus Phosphorus. PLoS ONE 7(6): e38757. doi:10.1371/journal.pone.0038757.
- EAWAG (2008): Möglichkeiten zur Optimierung der chemischen Phosphorfällung an hessischen Kläranlagen. Gutachten der Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) im Auftrag der Europa Fachhochschule Fresenius und des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie.
- EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. L327, 1-72.
- EEA (2005): Corine Land Cover, CLC2000, Accessed 5 February 2011: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2000-clc2000-100-m-version-8-2005.html> or http://www.corine.dfd.dlr.de/corine_order_de.html. European Environment Agency (EEA).
- EGge, J. K. & Aksnes, D. L. (1992): Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. Mar. Ecol. Prog. Ser. 83: 281-289.
- Eilola, K., Gustafsson, B., Kuznetsov, I., Meier, H., Neumann, T. & Savchuk, O. (2011): Evaluation of biogeochemical cycles in an ensemble of three state-of-the-art numerical models of the Baltic Sea. J. Mar. Syst. 88: 267-284.
- Friedland, R., Neumann, T. & Schernewski, G. (2012): Climate Change and the Baltic Sea Action Plan: Model simulations on the future of the western Baltic Sea. Journal of Marine Systems 105-108: 175-186.
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F. & Götz, T. (2010): Calculation of Emissions into Rivers in Germany using the MONERIS Model Nutrients, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. Ed.: Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), Texte 46: 1-236.
- Gadegast, M., Hirt, U. & Venohr, M. (2014a): Changes in waste water disposal for central European river catchments and its nutrient impacts on surface waters for the period 1878-1939. Water Air and Soil Pollution 225(4): 1-17, DOI: 10.1007/s11270-014-1914-0.
- Gadegast, M., Hirt, U., Opitz, D. & Venohr, M. (2011): Modelling changes in nitrogen emissions into the Oder River System 1875-1944. Reg Environ Change 12(3): 571-580.
- Gadegast, M., Venohr, M. & Mahnkopf, J. (2014b): Changes in Gross Nutrient Balances on Agricultural Areas in Germany since the end of the 19th century. (In preparation)
- Gelbrecht, J. & Zak, D. (2008): Stoffumsetzungsprozesse in naturnahen, entwässerten und wiedervernässten Niedermoorböden. DWA-Themen, Dränung, 70-79.
- Gelbrecht, J., Zak, D. & Augustin, J. (2008): Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern, Status, Steuergrößen und Handlungsmöglichkeiten. Berichte des IGB, 26: 1-190.
- GPCC (2006): GPCC Full Data Reanalysis Version 5, Assessed 20 August 2011: ftp://ftp-anon.dwd.de/pub/data/gpcc/html/fulldata_download.html. The Global Precipitation Climatology Centre (GPCC).
- Granéli, E., Wallström, K., Larsson, U., Granéli, W. & Elmgren, R. (1990): Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea area. AMBIO 19: 142-151.
- Gustafsson B. G. & Mörth C.-M. (2014): Revision of the Maximum Allowable Inputs and Country Allocation Scheme of the Baltic Sea Action Plan. Baltic Nest Institute, in Vorbereitung.

- Gustafsson, B.G., Schenk, F., Blenckner, T., Eilola, K., Meier, H.E.M., Müller-Karulis, B., Neumann, T. & Ruoho-Airola, T. (2012): Reconstructing the development of Baltic Sea eutrophication 1850–2006. *AMBIO* 41(6): 534-548.
- Hedin, L.O., Armesto, J.J., Johnson, A.H. (1995): Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: evaluation of biogeochemical theory. *Ecology* 76: 493-509.
- Heisler, J., Glibert, P. M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, W., Dennison, W. C., Dortch, Q., Gobler, C. J., Heil, C. A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H. G., Sellner, K., Stockwell, D. A., Stoecker, D. K. & Suddleson, M. (2008): Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. Elsevier, *Harmful Algae* 8: 3-13.
- HELCOM (2002): Environment of the Baltic Sea area, 1994-1998. Helsinki Commission, *Balt. Sea Environ. Proc. No. 82B*: 1-215.
- HELCOM (2003): Thematic Report: The 2002 oxygen depletion event in the Kattegat, Belt Sea and Western Baltic. Helsinki Commission, *Balt. Sea Environ. Proc. No. 90*.
- HELCOM (2006): Development of Tools for Assessment of Eutrophication in the Baltic Sea. Helsinki Commission, *Balt. Sea Environ. Proc. No. 104*.
- HELCOM (2007): HELCOM Baltic Sea Action Plan. HELCOM Ministerial Meeting Krakow, Poland, 15 November 2007. 1-101, Download: http://helcom.fi/Documents/Baltic%20sea%20action%20plan/BSAP_Final.pdf
- HELCOM (2009): Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. Helsinki Commission, *Balt. Sea Environ. Proc. No. 115b*.
- HELCOM (2010): Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003-2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. Helsinki Commission, *Balt. Sea Environ. Proc. No. 122*.
- HELCOM (2011): The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Helsinki Commission, *Balt. Sea Environ. Proc. No. 128*: 1-218, Download: www.helcom.fi/stc/files/Publications/Proceedings/BSEP128.pdf.
- HELCOM (2013a): Review of the Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation for the 2013 HELCOM Ministerial Meeting. Helsinki Commission, *Balt. Sea Environment Proc. No. 141*: 1-54.
- HELCOM (2013b): Summary report on the development of revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan. Helsinki Commission, Download: <http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Associated%20documents/Supporting/Summary%20report%20on%20MAI-CART.pdf>.
- HELCOM (2013c): Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 133*: 1-134, Download: <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP133.pdf>.
- HELCOM (2013d): HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration. Taking further action to implement the Baltic Sea Action Plan – Reaching good environmental status for a healthy Baltic Sea. 3 October 2013, Copenhagen, Denmark, 1-20, Download: <http://helcom.fi/Ministerial2013/ministerial-declaration>
- HELCOM (2014): Eutrophication status of the Baltic Sea 2007-2011. A concise thematic assessment. Helsinki Commission, *Balt. Sea Environ. Proc. No. 143*: 1-41, Download: <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP143.pdf>.
- Hirt, U., Mahnkopf, J., Gadegast, M., Czudowski, L., Mischke, U., Heidecke, C., Schernewski, G. & Venohr, M. (2013): Reference conditions for rivers of the German Baltic Sea catchment: reconstructing nutrient regimes using the model MONERIS. *Regional Environmental Change* 14 (3): 1123-1138, doi:10.1007/s10113-013-0559-7.
- Howarth, R.W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J.A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudryarov, V., Murdoch, P. & Zhu, Z. (1996): Regional nitrogen budgets and riverine N u. P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry* 35(1): 75-139.
- Humborg, C., Danielsson, Å., Sjöberg, B. & Green, M. (2003): Nutrient land-sea fluxes in oligotrophic and pristine estuaries of the Gulf of Bothnia, Baltic Sea. *Estuar Coast Shelf Sci* 56(3-4): 783-795.

- Humborg, C., Smedberg, E., Blomqvist, S., Mörrh, C.M., Brink, J., Rahm, L., Danielsson, Å. & Sahlberg, J. (2004): Nutrient variations in boreal and subarctic Swedish Rivers: Landscape control of land-sea fluxes. *Limnol. Oceanogr.* 49(5): 1871-1883.
- IKSO (2013): Modellierung von Nährstoffeinträgen aus Punktquellen und verschiedenen diffusen Quellen für die Internationale Flussgebietseinheit Oder für historische, aktuelle und künftige Nährstoffemissionen. unveröff. vorläufiger Abschlussbericht von DHI-WASY GmbH & Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Auftrag der Internationalen Kommission zum Schutz der Oder gegen Verunreinigung (IKSO).
- IOW (2010): Faktenblatt zur Auswirkung der Eutrophierung auf das Phytoplankton der zentralen Ostsee. Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW), Download: <http://ostseeforschung.info/phytoplankton.html>.
- IOW (2011): Faktenblatt "Blualgen/Cyanobakterien". Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW), Download: <http://ostseeforschung.info/cyanobakteriensituation-im-juli-2013.html>.
- IOW (2013): Die aktuelle Cyanobakteriensituation im Juli 2013. Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW), Download: <http://ostseeforschung.info/cyanobakteriensituation-im-juli-2013.html>.
- Jensen J. & Müller-Navarra S. H. (2008): Storm Surges on the German Coast. *Die Küste: Archiv für Forschung und Technik an der Nord- und Ostsee* 74: 92-125.
- Jochem, F. & Babenerd, B. (1989): Naked *Dictyocha speculum*: a new type of phytoplankton bloom in the Western Baltic. *Mar. Biol.* 103: 373-379.
- JRC (2007): The European Soil Databases: ESNB (European soil map of the Soil Bureau), Accessed 23 August 2010: http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/ESDB_Data_Distribution/ESDB_data.html. Joint Research Centre (JRC), Institute for Environment and Sustainability.
- Kaiserliches Statistisches Amt (1879): Monatshefte zur Statistik des Deutschen Reichs, Band XXXVII, Feb-Heft. Verlag von Puttkammer u. Mühlbrecht, Berlin, 18-47.
- Kaiserliches Statistisches Amt (1880): Statistisches Jahrbuch für das Deutsche Reich. Verlag von Puttkammer u. Mühlbrecht, Berlin.
- Kell, V. (1973): Die Darßer Schwelle - eine biologische Grenze?. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, Mathematisch-naturwissenschaftliche Reihe* 22(6/7): 617-623.
- Koch, F., Küchler, A., Mehl, D. & Hoffmann, T.G. (2010): Ermittlung von Art und Intensität künstlicher Entwässerung von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Mecklenburg-Vorpommern. In: Kaiser, K., Libra, J., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R.F. (Hrsg.): Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen. Scientific Technical Report 10/10, Deutsches GeoForschungsZentrum, Potsdam.
- Korpinen, S., Honkanen, T., Vesakoski, O., Hemmi, A., Koivikko, R., Lopenen, J. & Jormalainen, V. (2007): Macroalgal communities face the challenge of changing biotic interactions: review with focus on the Baltic Sea. *AMBIO* 36(2-3): 203-211.
- Kube, J. (1996): Spatial and temporal variations in the population structure of the soft-shell clam, *Mya arenaria*, in the Pomeranian Bay (Southern Baltic Sea). *J. Sea Res.* 35: 335-344.
- Kube, J., Gosselck, F., Powilleit, M. & Warzocha, J. (1997). Long-term changes in the benthic communities of the Pommeranian Bay (Southern Baltic Sea). *Helgoländer Meeresunters.* 51: 399-416.
- Laane, R.W.P.M. (1992): Background concentrations of natural compounds. National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ, The Hague, The Netherlands, Report DGW-92.033, 84 p.
- Laane, R.W.P.M., Brockmann, U., van Liere, L. & Bovelander, R. (2005): Immission targets for nutrients (N and P) in catchments and coastal zones: a North Sea assessment. *Estuar Coast Shelf Sci* 62(3): 495-505.
- LAWA (2007): Rahmenkonzeption Monitoring (RAKON) Teil B, Arbeitsblatt II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten.
- Lewis, W.M. (2002): Yield of nitrogen from minimally disturbed watersheds of the United States. *Biogeochem.* 57/58: 375-385.

- Lewis, W.M., Melack, J.M., McDowell, W.H., McClain, M., Richey, J.E. (1999): Nitrogen yields from undisturbed watersheds in the Americas. *Biogeochemistry* 46: 149-162.
- LLUR (2010): Sauerstoffmangel im bodennahen Wasser der westlichen Ostsee. Download: www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/WasserMeer/07_KuestengewMeere/02_Meeremonitoring/03_ChemischesKuestenGewMonitoring/PDF/O2_Mangel_Karte_blob=publicationFile.pdf.
- LLUR (2012): Sauerstoffmangel im bodennahen Wasser der westlichen Ostsee. Download: www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/WasserMeer/07_KuestengewMeere/02_Meeremonitoring/03_ChemischesKuestenGewMonitoring/PDF/Bericht_LLUR_Sauerstoff_2012_blob=publicationFile.pdf.
- LLUR (2014): Nährstoffe in Gewässern Schleswig-Holsteins - Entwicklung und Bewirtschaftungsziele. Hrsg.: Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Flintbek.
- Lukawska-Matuszewska, K. & Burska, D. (2011): Phosphate exchange across the sediment-water interface under oxic and hypoxic/anoxic conditions in the southern Baltic Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 40(2): 57-71.
- LUNG (2004): Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 2000/2001/2002: Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Download: http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/a3_pub_ggb_2000_2002.pdf.
- LUNG (2008): Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 2003/2004/2005/2006: Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Download: www.lung.mv-regierung.de/dateien/a3_pub_ggb_2003_2006.pdf.
- LUNG (2013a): Zur Entwicklung und zum Stand der Nährstoffbelastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Berichte zur Gewässergüte, Download: http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/naehrstoffe_kuestengewaeser_final.pdf.
- LUNG (2013b): Kommunale Abwasserbeseitigung in Mecklenburg-Vorpommern – Lagebericht 2013 – Bericht gemäß Richtlinie 91/271/EWG. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.
- Maar, M., Moller, E.F., Larsen, J., Madsen, K.S., Wan, Z., She, J., Jonasson, L. & Neumann, T. (2011): Ecosystem modelling across a salinity gradient from the North Sea to the Baltic Sea. *Ecol. Model.* 222: 1696-1711.
- Matthäus, W., Nausch, G., Lass, H. U., Nagel, K. & Siegel, H. (2001): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 2000. *Meereswissenschaftliche Berichte Warnemünde* 45: 27-88.
- Meybeck, M. & Helmer, R. (1989): The quality of rivers: From pristine stage to global pollution. *Palaeogeogr, Palaeoclimatol, Palaeoecol* 75(4): 283-309.
- Meybeck, M. (1982): Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am Jour Sci* 282: 402-450.
- MLUV M-V (2011): Konzept zur Minderung der diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer und in das Grundwasser. Hrsg.: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Download: http://www.regierung-mv.de/cms2/Regierungsportal_prod/Regierungsportal/de/Im/Service/Publikationen/index.jsp?publikid=4358.
- NASA-SRTM (2005): SRTM C-Band Data Products, Accessed 04.2.2012: <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/cbanddataproducs.html>.
- Nausch, G., Bachor, A., Petenati, T., Voß, J. & Weber, M. v. (2011): Nährstoffe in den deutschen Küstengebieten der Ostsee und angrenzenden Gebieten. *Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee* 2011/1: 1-16.
- Nausch, G., Nehring, D. & Nagel, K. (2008): Nutrient concentrations, trends and their relation to eutrophication. In: Feistel, R., Nausch, G. & Wasmund, N. (Hrsg.): *State and Evolution of the Baltic Sea, 1952-2005*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 337-366.

- Nehring, D. (1996): Nährsalze. In: Rheinheimer, G. (Hrsg.): Meereskunde der Ostsee. Springer-Verlag, Berlin, 97-103.
- Neumann, T. (2007): The fate of river-borne nitrogen in the Baltic Sea – an example for the river Oder. *Estuarine Coastal Shelf Science* 73: 1-7.
- Nixon, S.W. (1997): Prehistoric nutrient inputs and productivity in Narragansett Bay. *Estuaries* 20: 253-261.
- NPCA (1997): Classification of environmental quality in fjords and coastal waters: a guide. Veiledning 97-3, SFT, Oslo, Norwegen.
- OECD & EUROSTAT (2007): Gross Nitrogen Balances Handbook. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) and Statistical Office of the European Communities (EUROSTAT), Download: <http://www.oecd.org/greengrowth/sustainableagriculture/40820234.pdf>.
- OECD (2001): National Soil Surface Nitrogen Balances - Explanatory Notes. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Download: <http://www.oecd.org/greengrowth/sustainableagriculture/1916652.pdf>.
- OGewV (Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer) i.d.F. vom 20.07.2011. BGBl. I Nr. 37, Download: <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/ogewv/gesamt.pdf>.
- Paerl, H. W. (1997): Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as "new" nitrogen and other nutrient sources. *Limnol. Oceanogr.* 42(5, Part 2): 1154-1165.
- Poikâne, S., Alves, M.H., Argillier, C., van den Berg, M., Buzzi, F., Hoehn, E., de Hoyos, C., Karottki, I., Laplace-Treytore, C., Solheim, A.L., Ortiz-Casas, J., Ott, I., Phillips, G., Pilke, A., Pádua, J., Remec-Rekar, S., Riedmüller, U., Schaumburg, J., Serrano, M.L., Soszka, H., Tierney, D., Urbanič, G. & Wolfram, G. (2010): Defining Chlorophyll-a Reference Conditions in European Lakes. *Environmental Management* 45(6): 1286-1298.
- Raffaelli, D. G., Raven, J. A. & Poole, L. J. (1998): Ecological impact of green macroalgal blooms. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 1998(36): 97-125.
- Redfield, A. C., Ketchum, B. H. & Richards, F. A. (1963): The influence of organisms on the composition of seawater. In: Hill, M. N. (Hrsg.): *The Sea*, Vol. 2. Wiley, New York, 26-77.
- Reimers, H.C. (2005): Typologie der Küstengewässer der Nord- und Ostsee. In: Feld C., Rödiger S., Sommerhäuser M. & Friedrich G. (Hrsg.): *Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern*. Limnologie aktuell, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart 11: 37-45.
- Reise, K. & Siebert, I. (1994): Mass occurrence of green algae in the German Wadden Sea. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*, Supplement 1: 171-180. In: ARGE BLMP 2011: Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Download: www.blmp-online.de.
- Ruoho-Airola, T., Eilola, K., Savchuk, O.P., Parviainen, M. & Tarvainen, V. (2012): Atmospheric nutrient input to the Baltic Sea from 1850-2006: A reconstruction from modeling results and historical data. *AMBIO* 41(6): 549-557.
- Sagert, S., Selig, U., Schubert, H. (2008): Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee. *Meeresbiol. Beitr.*, Rostock, 20: 45-69.
- Salomon, H. (1907): *Die städtische Abwasserbeseitigung in Deutschland, Wörterbuchartig angeordnete Nachrichten und Beschreibungen städtischer Kanalisations- und Kläranlagen in deutschen Wohnplätzen*. Abwässer-Lexikon, Vol 1, Gustav Fischer, Jena.
- Schernewski, G. & Neumann, T. (2005): The trophic state of the Baltic Sea a century ago: a model simulation study. *J Mar Syst* 53: 109-124.
- Schernewski, G., Behrendt, H. & Neumann, T. (2008): An integrated river basin-coast-sea modelling scenario for nitrogen management in coastal waters. *J Coast Conserv*, 12: 53-66.
- Schernewski, G., Friedland, R., Carstens, M., Hirt, U., Leujak, W., Nausch, G., Neumann, T., Petenati, T., Sagert, S., Wasmund, N. & von Weber, M. (2014): Implementation of European marine policy: New water quality targets for German Baltic waters. *Marine Policy* 51 (2015), 305-321. DOI: 10.1016/j.marpol.2014.09.002..

- Schernewski, G., Neumann, T. & Wielgat, M. (2006): Referenzwerte für Hydrochemie und Chlorophyll-a in deutschen Küstengewässern der Ostsee. *Meeresbiol. Beitr.*, Rostock, 15: 7-23.
- Schollhorn, E. & Granéli, E. (1993): Is the increase of flagellates in coastal waters caused by changes in ratios of N, P and Si?. In: *Toxic phytoplankton blooms in the sea. Proc. 5th Int. Conf. on Toxic Marine Phytoplankton*, Elsevier, 811-817.
- Schöpp, W., Posch, M., Mylona, S., Johansson, M. (2003): Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrol Earth Syst Sci* 7: 436-446.
- Schories, D., Selig, U. & Schubert, H. (2006): Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL - Teil A: Äußere Küstengewässer. Unveröff. Forschungsbericht der Univ. Rostock im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein und des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.
- Schubert, H. & Schories, D. (2008): Macrophytobenthos. In: Feistel, R., Nausch, G. & Wasmund, N. (Hrsg.): *State and Evolution of the Baltic Sea, 1952-2005*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 483-516.
- Schumann, R. (2013): Atmosphärische Phosphordeposition in Zingst – 1995 bis 2012. Unveröff. Kurzmitteilung der Biologischen Station Zingst der Universität Rostock an das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.
- Schwertmann, U., Vogl, W. & Kainz, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser, Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart, 64 S.
- Schwertmann, U., Vogl, W. & Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl.; Ulmer, Stuttgart, 64 S.
- Sellner, K. G., Doucette, G. J. & Kirkpatrick, G. J. (2003): Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 30: 383-406.
- Smith, R.A., Alexander, R.B. & Schwarz, G.E. (2003): Natural background concentrations of nutrients in streams and rivers of the conterminous United States. *Environ Sci Technol* 37(14): 3039-3047.
- SRU (2013): Kurzstellungnahme – Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen. Hrsg.: Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU), Wissenschaftliche Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und Düngungsfragen (WBD) beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV).
- Statistikamt Nord (2012): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in S-H 2010, Teil 2: Öffentliche Abwasserbeseitigung. Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein, Statistische Berichte Q I 1 - 3 j/10, Teil 2 S, 12 S..
- Tetzlaff, B. & Kuhr, P. (2011): Kartographische Erfassung potenziell gedränkter Flächen in Schleswig-Holstein. Unveröff. Bericht, 36 S.
- Topcu, D., Behrendt, H., Brockmann, U. & Claussen, U. (2011): Natural background concentrations of nutrients in the German Bight area (North Sea). *Environmental Monitoring and Assessment* 174: 361-388.
- UN/ECE (1999): Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. UN/ECE Document EB/AIR/1999/1, Accessed 27 January 2012: http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html, United Nations, New York, Geneva.
- USGS (1996): Maps, Imagery and Publications. U.S. Geological Survey (USGS) Download: <http://www.usgs.gov/pubprod/>.
- van Raaphorst, W., de Jonge, V.N., Dijkhuizen, D. & Frederiks, B. (2000): Natural background concentrations of phosphorus and nitrogen in the Dutch Wadden Sea. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ.
- Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J., Matranga, M., Mahnkopf, J., Gadegast, M. & Behrendt, H. (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems - MONERIS - Methods and Background. *Int Rev Hydrobiol* 96(5): 435-483.
- Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Ortelbach, K., Natho, S., Neumann, F. & Hürdler, J. (2009): The model system MONERIS: Version 2.14.1vba - Manual. Leibniz-Institute for Freshwater Ecology and Inland Fisheries Berlin, 116 pp.

- Voß, J., Knaack, J. & Weber, M. v. (2010): Ökologische Zustandsbewertung der deutschen Übergangs- und Küstengewässer 2009. *Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee* 2010/2: 1-12.
- Wasmund, N. & Siegel, H. (2008): Phytoplankton. In: Feistel, R., Nausch, G. & Wasmund, N. (Hrsg.): *State and Evolution of the Baltic Sea, 1952-2005*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 441-481.
- Wasmund, N., Göbel, J. & Bodungen, B. v. (2008): 100-years-changes in the phytoplankton community of Kiel Bight (Baltic Sea). *J. Mar. Systems* 73: 300-322.
- Wasmund, N., Schöppe, C., Göbel, J. & Weber, M. v. (2011a): Chlorophyll-a in den deutschen Ostseegewässern. *Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee* 2011/2: 1-8.
- Wasmund, N., Tuimala, J., Suikkanen, S., Vandepitte, L. & Kraberg, A. (2011b): Long-term trends in phytoplankton composition in the western and central Baltic Sea. *J. Mar. Syst.* 87: 145-159.
- Weigelt, M. (1987): Auswirkungen von Sauerstoffmangel auf die Bodenfauna der Kieler Bucht. *Berichte aus dem Institut für Meereskunde Kiel* 176: 1-297.
- Witkowski, A., Broszinski, A., Bennike, O., Janczak-Kostecka, B., Jensen, J. B., Lemke, W., Endler, R. & Kuijpers, A. (2005): Darss Sill as a biological border in the fossil record of the Baltic Sea: evidence from diatoms. *Quaternary International* 130: 97-109.

Danksagung

Die Arbeiten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) wurden vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen des Projektes SECOS (03F0666A) und zum Teil in den Projekten RADOST (01LR0807B) und MOSSCO (03V01246B) unterstützt. Daneben wurde vom Norddeutschen Verbund für Hoch- und Höchstleistungsrechnen (HLRN) Rechenzeit auf den Supercomputern zur Verfügung gestellt.

Die Arbeiten des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) wurden im Rahmen des Projektes RADOST gefördert. Es ist eines von sieben Projekten, die im Rahmen der Fördermaßnahme „Klimawandel in Regionen zukunftsfähig gestalten“ (KLIMZUG) vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert werden (Förderkennzeichen 01 LR 0807 E).

Glossar

Angiospermen	Bedecktsamer oder auch „Blütenpflanzen“, größte Klasse der Samenpflanzen
Anoxie, anoxisch	extreme Sauerstoffmangelsituation, kein freier Sauerstoff mehr vorhanden
anthropogen	durch Handeln des Menschen entstanden, verursacht, hergestellt oder beeinflusst
ARGE BLMP	Arbeitsgemeinschaft Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee; oberstes Lenkungs-gremium der marinen Umweltüberwachung; Mitglieder sind Ministeriums- bzw. Senatsvertreter der Bundesrepublik Deutschland und der Küstenländer Hansestadt Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein (bis 2011)
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone (auch „200-Meilen-Zone“); Gebiet seewärts der 12 Seemeilen-Grenze bis maximal 200 sm Entfernung zur Küste (Basislinie); in der Ostsee vergleichsweise kleine dt. AWZ aufgrund angrenzender AWZ der Nachbarstaaten
Baltic GIG	<i>Baltic Geographical Intercalibration Group</i> (Baltic-GIG) - Gremium zur Interkalibrierung der Ergebnisse der biologischen Gewässerüberwachung nach WRRL mit dem Ziel einer EU-weiten Vergleichbarkeit
Baltic Proper	zentrale oder „Eigentliche Ostsee“ zwischen den dänischen Meerengen und der Ålandsee ohne Bottnischen, Finnischen und Rigaer Meerbusen
Bathymetrie	Vermessung der Topographie der Meeresböden (Tiefenprofil)
benthisch	am/im Sediment bzw. Gewässerboden
Benthos	Lebewelt der Bodenzone eines Gewässers
BLANO	Bund/Länder-Ausschuss für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee; oberstes Lenkungs-gremium der marinen Umweltüberwachung; Mitglieder sind Ministeriums- bzw. Senatsvertreter der Bundesrepublik Deutschland und der Küstenländer Hansestadt Bremen, Hansestadt Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein (ab 2012)
BLMP	Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee
BSAP	<i>Baltic Sea Action Plan</i> (BSAP) - Ostseeaktionsplan der HELCOM zum Erreichen des guten Umweltzustandes in der Ostsee bis 2021
Chl-a	Chlorophyll-a; photosynthetisch aktives Pigment im grünen Pflanzenfarbstoff Chlorophyll
CIS	<i>Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive</i> - Gemeinsame Umsetzungsstrategie für die Wasserrahmenrichtlinie
Cross Compliance	Auch Auflagenbindung; Verknüpfung von Prämienzahlungen in der Landwirtschaft mit der Erfüllung von Auflagen im Bereich Umweltschutz, Lebensmittelsicherheit, Tier- und Pflanzengesundheit und Tierschutz sowie den Erhalt der landwirtschaftlichen Nutzfläche in gutem Bewirtschaftungs- und Umweltzustand
Denitrifikation, Denitrifizierung	Umwandlung von Nitrat-Stickstoff zu molekularem Stickstoff und Stickoxiden, durch Mikroorganismen unter anoxischen Bedingungen
Deposition	Ablagerung gelöster, partikelgebundener oder gasförmiger Luftinhaltsstoffe

Desorption	Freigabe gebundener Stoffe durch Umkehr von Sorptionsvorgängen
Diatomeen	Kieselalgen; artenreiche Gruppe von Einzellern mit silikathaltigen, verkieselten Zellwänden
DIN	<i>dissolved inorganic nitrogen</i> - gelöster anorganischer Stickstoff
DIP	<i>disolved inorganic phosphorus</i> - gelöster anorganischer Phosphor
Epibionten	auf anderen Organismen siedelnde Lebewesen, z. B. Algen auf Pflanzen oder Tieren
ERGOM-MOM	Kopplung des <i>Ecological Regional Ocean Model</i> (ERGOM, Ökosystemmodell für die Ostsee) mit dem <i>Modular Ocean Model</i> (MOM, physikalisches 3D-Modell)
EZG	Einzugsgebiet; Fläche, aus der ein Gewässersystem den Abfluss bezieht
FGE	Flussgebietseinheit; Haupteinheit für die Bewirtschaftung der Einzugsgebiete entsprechend WRRL
Flagellaten	Sammelbegriff für eine nicht systematische Gruppe von begeißelten Einzellern
GES	„ <i>Good Environmental Status</i> “ - „guter Umweltzustand“ entsprechend Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)
Halokline	Salzgehaltssprungschicht; Grenzbereich zwischen Wasserschichten unterschiedlicher Salzgehalte
HELCOM	Helsinki Kommission - <i>Baltic Marine Environment Protection Commission</i> , zwischenstaatliche Kommission zum Schutz der Meeresumwelt im Ostseeraum
Hintergrundwert	beschreibt die Nährstoffverhältnisse unter Referenzbedingungen; entspricht Übergang vom „sehr guten“ zum „guten“ Zustand nach WRRL
hydro-morphologisch	strukturelle Beschaffenheit von Gewässern
Interflow	Zwischenabfluss oder hypodermischer Abfluss; oberflächennahe, laterale Wasserbewegung innerhalb der ungesättigten Bodenzone
Invertebraten	vielzellige, wirbellose Tiere, z. B. Würmer, Schnecken, Krebstiere
IOW	Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser; Zusammenschluss der für die Wasserwirtschaft und das Wasserrecht zuständigen Ministerien der Bundesländer und der Bundesrepublik Deutschland für länderübergreifende und gemeinschaftliche wasserwirtschaftliche und wasserrechtliche Fragestellungen
Lichtattenuation	Abnahme der Lichtintensität im Wasser
mesohalin	Zonen mittlerer Salzgehalte (5 - 18) der Ostsee
meso-polyhalin	Zonen hoher Salzgehalte (10 - 30) der Ostsee im Übergangsbereich zur salzreichen Nordsee
MONERIS	<i>Modelling Nutrient Emissions in River Systems</i> (MONERIS) - semi-empirisch, konzeptionelles Modell zur Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus Punktquellen und diffusen Quellen innerhalb von Flusseinzugsgebieten

MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie; Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt
MUDAB	Meeresumwelt-Datenbank; vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) in Hamburg gemeinsam mit dem Umweltbundesamt (UBA) geführte UMPLIS-Datenbank (Umweltplanungs- und Informationssystem); zentrale Datenbasis für die Monitoring-Daten aus dem Bund-Länder-Messprogramm für die Nord- und Ostsee (BLMP)
oligohalin	Zonen geringer Salzgehalte (0,5 - 5) der Ostsee, insbesondere innere Küstengewässer mit bedeutendem Süßwassereintrag (Bodden, Haffe, Förden, Buchten)
Orientierungswert	vom jeweiligen Hintergrundwert durch „Aufschlag“ von 50 % abgeleiteter Wert, der die tolerierbare Abweichung von der Referenz widerspiegelt und die natürliche Variabilität berücksichtigt; entspricht Übergang vom „guten“ zum „mäßigen“ Zustand/Potential nach WRRL
OSPAR	1992 aus den Vorläufern Oslo- und Paris-Konvention hervorgegangener völkerrechtlicher Vertrag zum Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks
Phytoplankton	im lichtdurchfluteten Wasser freischwebende Mikroalgen
PLC	<i>HELCOM Baltic Sea Pollution Load Compilation</i> (PLC) - HELCOM-Belastungseinschätzung der Ostsee
pristine	ehemalig, früher
RAKON	Rahmenkonzeption (RAKON) „Monitoring und Bewertung von Oberflächengewässern“ der LAWA mit Eckpunkten für die Durchführung des Monitorings und die Bewertung von Oberflächengewässern
Retention	Minderung der Nährstofffrachten durch Prozesse des Rückhalts von Nährstoffen auf der Fließstrecke
Schwellenwert	entspricht Orientierungswert
Sorption	Aufnahme von Fremdmolekülen durch Flüssigkeiten und Festkörper aus ihrer Umgebung
Subbasin	Teileinzugsgebiet, hier Ostseebecken
TARGREV	<i>Target Review</i> (TARGREV) - HELCOM-Projekt zur wissenschaftlichen Überprüfung der BSAP-Nährstoffreduktionsziele von 2007
thermohaline Schichtung	vertikale Schichtung von Wassermassen aufgrund von zugleich Temperatur- und Salzgehaltseffekten auf die Dichte von Wasser
TN	<i>total nitrogen</i> - Gesamt-Stickstoff
TP	<i>total phosphorus</i> - Gesamt-Phosphor
UBA	Umweltbundesamt
Wasserkörper	Oberflächenwasserkörper; einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers, z. B. von Seen, Speicherbecken, Strömen, Flüssen, Kanälen, Übergangsgewässern oder Küstengewässerstreifen (WRRL Artikel 2, Absatz 10)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie; Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Verteilung der Küstengewässertypen in den deutschen Ostsee-Küstengewässern nach Wasserrahmenrichtlinie auf der Basis der Wasserkörper	8
Abb. 2: Karte ausgewählter Stationen der Messnetze von Schleswig-Holstein (LLUR), Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) und des Instituts für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) ...	12
Abb. 3: Mittlere Nährstoffverhältnisse im Zeitraum 2001-2011 entlang eines Transekt von der Flussmündung in die Ostsee für Schwentine und Kieler Förde, Trave und Lübecker Bucht, Warnow und Mecklenburger Bucht. Dargestellt sind die Februarwerte für den Übergabepunkt limnisch-marin und die Stationen in den Küstengewässern.....	13
Abb. 4: Haupteintragspfade für Stickstoff und Phosphor in die Gewässer in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene, Mittel 2003-2005 (Quelle: MLUV M-V 2011).....	16
Abb. 5: Zeitliche Entwicklung und Quellenzuordnung für die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer im deutschen Einzugsgebiet der Ostsee 1985 bis 2008 (Quelle: UBA MONERIS/MoRE, Arle et al. 2013)	19
Abb. 6: Zeitliche Entwicklung und Quellenzuordnung für die Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer im deutschen Einzugsgebiet der Ostsee 1985 bis 2008 (Quelle: UBA MONERIS/MoRE, Arle et al. 2013)	19
Abb. 7: Die zehn größten Beiträge zur jährlichen Deposition von Gesamtstickstoff (Ammoniak und Stickoxide) in die Ostseebecken für das Jahr 2011. BAS und NOS beziehen sich auf die Emissionen des Schiffverkehrs in der Ost- und Nordsee (Quelle: nach Bartnicki et al. 2013).	20
Abb. 8: Korrelationen von natürlichen Hintergrundfrachten von TN und TP mit jährlichen Frischwassereinträgen pro Fläche für nicht verschmutzte Flüsse im Vergleich zu Nord- und Ostseezuflüssen (Quelle: U. Brockmann, Uni Hamburg)	22
Abb. 9: Logarithmisches Mischdiagramm für TN basierend auf MUDAB-Daten 2006-2010 (Quelle: U. Brockmann, Uni Hamburg).....	23
Abb. 10: Regressionsanalysen der Parameter TN, Chl-a und Secchi-Tiefe, verwendet wurden saisonale Jahresmittel (Mai-September). Alle Regressionen sind signifikant bei $p < 0,001$. Die grauen Linien zeigen das 95 %-Konfidenzintervall der Regressionsgerade (Quelle: Sagert et al. 2008).....	24
Abb. 11: Überschreitung der bisherigen Schwellenwerte gut/mäßig für Chlorophyll-a (oben), Orientierungswerte für Gesamt-Stickstoff (Mitte) und Gesamt-Phosphor (unten) in den Wasserkörpern der deutschen Ostseeküste, Zeitreihe 2007 bis 2012	27
Abb. 12: Entwicklung der Einträge von Gesamt-Stickstoff (oben) und Gesamt-Phosphor (unten) aus Direkteinleitern (Flensburg, Schleswig, Kiel, Lübeck, Wismar, Rostock, Stralsund, Greifswald).....	30
Abb. 13: Entwicklung der flussbürtigen Einträge von Gesamt-Stickstoff (oben) und Gesamt-Phosphor (unten) aus dem deutschen Ostsee-Einzugsgebiet.....	31
Abb. 14: Eintragspfade und -prozesse für die Modellberechnung mit MONERIS.....	34
Abb. 15: pfadbezogener TN-Eintrag in Oberflächengewässer für die vier Szenarien.....	38
Abb. 16: pfadbezogener TP-Eintrag in Oberflächengewässer für die vier Szenarien.....	38
Abb. 17: Räumliche Verteilung des historischen TN-Eintrags in die Oberflächengewässer des Ostsee-Einzugsgebiets für Szenario 1 (links) und Szenario 4 (rechts).....	39
Abb. 18: Räumliche Verteilung des historischen TP-Eintrags in die Oberflächengewässer des Ostsee-Einzugsgebiets für Szenario 1 (links) und Szenario 4 (rechts).....	39
Abb. 19: Räumliche Verteilung der historischen TN-Konzentration in den Oberflächengewässern des Ostsee-Einzugsgebiets für Szenario 1 (links) und Szenario 4 (rechts).....	40
Abb. 20: Räumliche Verteilung der historischen TP-Konzentration in den Oberflächengewässern des Ostsee-Einzugsgebiets für Szenario 1 (links) und Szenario 4 (rechts).....	40

Abb. 21: Berechnete TN- und TP-Konzentration in den Oberflächengewässern des Ostsee-Einzugsgebiets für die vier Szenarien	41
Abb. 22: Die mit dem Ostsee-Ökosystemmodell ERGOM-MOM berechneten Chlorophyll-a-Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$, gemittelt über Mai bis September) für die historische (oben) und die heutige Situation (Mitte). Die Division der historischen Konzentration durch die heutige liefert mit dem Transferfaktor ein Maß für die relative Änderung (unten), der deutliche regionale Unterschiede zeigt.	45
Abb. 23: Die berechneten relativen Änderungen für Chlorophyll-a, Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor (von oben nach unten).	46
Abb. 24: Die saisonalen bzw. Jahresmittelwerte der gemessenen Konzentrationen (blaue Punkte mit Standardabweichung) von Chlorophyll-a ($\mu\text{g/l}$, oben), Gesamt-Stickstoff (Mitte) und Gesamt-Phosphor ($\mu\text{mol/l}$, unten) für die Station O5 des LUNG werden mit dem jeweiligen Transferfaktor verschoben (rote Kreuze). Der Median der verschobenen Konzentrationen zwischen 2001 und 2012 ergibt den Hintergrundwert (grüne Linie) und mit einem Aufschlag von 50 % den neuen Orientierungswert (schwarze durchgezogene Linie). Im Vergleich dazu der aktuell gültige Orientierungswert (schwarze gepunktete Linie).	47
Abb. 25: Darstellung der modellierten Schwellen- bzw. Orientierungswerte (linke Seite) im Vergleich zu den alten Schwellen- bzw. Orientierungswerten (rechte Seite) auf Wasserkörperebene, als Spannbreiten für Chlorophyll-a (oben), Gesamt-Stickstoff (Mitte) und Gesamt-Phosphor (unten).	48
Abb. 26: Vergleich der Messwerte einiger B2-Stationen mit den aktuellen und den beiden berechneten Orientierungswerten basierend auf den Ansätzen aus 3.3.1 (rot) bzw. 3.3.2 (blau).	49
Abb. 27: Vergleich der Mittelwerte der gemessenen (blau) und der mit dem Modell ERGOM-MOM berechneten (rot) Konzentrationen von Chlorophyll-a ($\mu\text{g/l}$, Mai bis September), DIN und DIP ($\mu\text{mol/l}$) für eine Reihe von Stationen	52
Abb. 28: Die für das statistische Modell betrachtete Region mit den für die Berechnung der Zielwerte vom Modell erfassten Stationen. Farblich ist der mittlere Oberflächensalzgehalt dargestellt.	55
Abb. 29: Die mittlere Chlorophyll-a-Konzentration ($\mu\text{g/l}$, Messwerte entnommen aus der Datenbank des IOW) im Sommer gemittelt über die südwestliche Ostsee, diese hängt linear von den jährlichen deutschen Nährstofffrachten ab (entnommen aus PLC-5).	55
Abb. 30: Die Chlorophyll-a-Konzentration ($\mu\text{g/l}$) hängt in den Modellsimulationen linear von der Stickstofffracht (oben) und nichtlinear vom N/P-Verhältnis (Mitte) der Fracht ab. Die aus dem statistischen Modell berechnete Chlorophyll-a-Konzentration zeigt eine sehr hohe Korrelation zu den simulierten (unten). [Die oberen Abbildungen sind entnommen aus Schernewski et al. (2014).].....	56
Abb. 31: Vergleich der alten (current) mit den neuen (new) Schwellen- bzw. Orientierungswerten (Zuordnung der Wasserkörper s. Tabelle 1-A im Anhang).....	59
Abb. 32: Überschreitung der neuen Orientierungswerte für Chlorophyll-a (oben), Gesamt-Stickstoff (Mitte) und Gesamt-Phosphor in den Wasserkörpern der deutschen Ostseeküste, Median der Zeitreihe 2007-2012	60

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Küstengewässertypen der deutschen Ostsee-Küstengewässer nach Wasserrahmenrichtlinie und ihre weitere Differenzierung aufgrund des Salzgehalts sowie ihr Vorkommen in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern (M-V) und Schleswig-Holstein (S-H)	8
Tab. 2: Nährstoffverhältnisse in der deutschen Ostsee im Zeitraum 2001-2011: Median der Februarwerte von DIN und DIP und daraus resultierendes N/P-Verhältnis. N:P > 16:1 = Phosphorlimitation, N:P < 16:1 = Stickstofflimitation	12
Tab. 3: Nährstoffeinträge in die deutsche Ostsee im Zeitraum 2003-2006 über den Wasserpfad (Flüsse und Direkteinleiter; Quelle: Bewirtschaftungspläne nach Wasserrahmenrichtlinie 2009 für die Flussgebietseinheiten Schlei/Trave und Warnow/Peene). Im schleswig-holsteinischen Anteil der Flussgebietseinheit Schlei/Trave wurde über die Jahre 2002-2006 gemittelt, in Mecklenburg-Vorpommern über die Jahre 2003-2006. Die deutschen Anteile an den Nährstoffeinträgen aus der Flussgebietseinheit Oder in die Ostsee sind hier nicht mit aufgeführt.	17
Tab. 4: Überblick über die bisherigen Hintergrundwerte für die WRRL-Wasserkörpertypen. Für die offene Ostsee wurden unter HELCOM im Zuge der Revision der Nährstoffzielwerte im Rahmen des TARGREV-Projektes keine Hintergrundwerte, sondern nur Orientierungswerte festgelegt, weshalb diese Gebiete in der Tabelle nicht aufgeführt sind.	25
Tab. 5: Überblick über die bisherigen Schwellen- bzw. Orientierungswerte für die WRRL-Wasserkörpertypen und die relevanten HELCOM-Ostseebecken (TARGREV, HELCOM 2013c)	26
Tab. 6: Räumliche und zeitliche Eingangsdaten für die Berechnung der Referenzbedingungen um 1880	36
Tab. 7: Beschreibung der 4 Szenarien	37
Tab. 8: Liste historischer und berechneter ursprünglicher Nährstoffkonzentrationen in Flüssen, modifiziert nach Topcu et al. 2011.	42
Tab. 9: Basierend auf den Messwerten wurde für jeden Wassertyp eine lineare Funktion berechnet, wie die DIN-Konzentration im Winter aus dem Gesamt-Stickstoff (Jahresmittelwert) bestimmt werden kann (bzw. DIP aus TP).	50
Tab. 10: Szenarien zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen (Zielfrachten und Zielkonzentrationen) für die Ostseezuflüsse	57
Tab. 11: Klassengrenzen sehr gut/gut (H/G) und gut/mäßig (G/M) für Chlorophyll-a sowie Hintergrund- und Orientierungswerte (HW, OW) für Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor für die Küstengewässertypen der deutschen Ostsee (neue Werte: Median aus den Werten der einzelnen Wasserkörper vgl. Tab. 1-A im Anhang; alte Werte: nach Salzgehalt normiert)	58
Tab. 12: Klassengrenzen gut/mäßig (G/M) für Chlorophyll-a sowie Orientierungswerte (OW) für Gesamt-Stickstoff (TN), gelösten Stickstoff (DIN), Gesamt-Phosphor (TP), gelösten Phosphor (DIP) für die den deutschen Küstengewässern vorgelagerten Gebiete der HELCOM-Ostseebecken (alte Werte: TARGREV-Projekt modifiziert durch CORE EUTRO 7 siehe Annex 2 des Sitzungsprotokolls). Bei HELCOM wurden keine Hintergrundwerte und keine Klassengrenzen gut/sehr gut festgelegt.	58
Tab. 13: Aufteilung der flussbürtigen Einträge in die Ostsee (basierend auf den Frachteinträgen der Referenzperiode 1997-2003, Datenbasis PLC 5.5) gemäß den Reduktionsanforderungen des HELCOM BSAP	65

Anhangsverzeichnis

Tabelle 1-A: Median der Messwerte 2001 – 2012, Faktoren sowie Hintergrund- und Orientierungswerte (bei Wasserkörpern mit mehreren Stationen Mittelwerte) für Chlorophyll-a, Gesamt-N und Gesamt-P – Legende: HW = Hintergrundwert; OW = Orientierungswert	84
Tabelle 2-A: Mittelwert der Messwerte 2007 - 2012 (bei Wasserkörpern mit mehreren Messstellen Mittel der Messstellen) für Chlorophyll-a, Gesamt-N und Gesamt-P im Abgleich mit den alten Orientierungswerten – Legende: OW = Orientierungswert; Abweichung:  ≤ 0 % OW eingehalten,  > 0 – 25 %,  > 25 – 50 %,  > 50 – 100 %,  > 100 %; Schraffur = keine eigenen Stationswerte, Werte von vergleichbaren Wasserkörpern übernommen	87
Tabelle 3-A: Median der Messwerte 2007 - 2012 (bei Wasserkörpern mit mehreren Messstellen Mittel der Mediane) für Chlorophyll-a, Gesamt-N und Gesamt-P im Abgleich mit den neuen und alten Orientierungswerten – Legende: OW = Orientierungswert; Abweichung:  ≤ 0 % OW eingehalten,  > 0 – 25 %,  > 25 – 50 %,  > 50 – 100 %,  > 100 %; Schraffur = keine eigenen Stationswerte, Werte von vergleichbaren Wasserkörpern übernommen; grau = S-H-Wasserkörper der WRRL-Typen 3 und 4: OW_{neu} entspricht OW_{alt}	90
Tabelle 4-A: Flussbürtige Nährstofffrachten der Ostseezuflüsse aus Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern 1994-2011	94
Tabelle 5-A: Hintergrund- und Orientierungswerte (HW, OW) in mg/l (Umrechnung der Werte aus Tab. 11 und 12 mit Faktor 0,014 für Stickstoff und 0,031 für Phosphor)	95

Anhang

Tabelle 1-A: Median der Messwerte 2001 – 2012, Faktoren sowie Hintergrund- und Orientierungswerte (bei Wasserkörpern mit mehreren Stationen Mittelwerte) für Chlorophyll-a, Gesamt-N und Gesamt-P – Legende: HW = Hintergrundwert; OW = Orientierungswert

HELCOM ID	Wasserkörper Name	WRRL-Typ	Chlorophyll-a (µg/l)					Gesamt N (µmol/l)					Gesamt P (µmol/l)					Anmerkungen, Festlegungen
			Median Sommer 2001-12	Faktor	HW neu	OW neu	OW alt	Median 2001-12	Faktor	HW neu	OW neu	OW alt	Median 2001-12	Faktor	HW neu	OW neu	OW alt	
<i>Mecklenburg-Vorpommern</i>																		
GER-001	Wismarbucht, Südteil	B2b			2,0	2,9	1,9			15,0	22,5	13,3			0,49	0,73	0,55	keine Station, Faktoren übernommen von GER-002
GER-002	Wismarbucht, Nordteil	B2b	3,03	0,650	2,0	2,9	1,9	23,68	0,641	15,0	22,5	13,3	0,99	0,494	0,49	0,73	0,55	Mittelwerte mehrerer Stationen
GER-003	Wismarbucht, Salzhaff	B2b	3,10	0,650	2,0	3,0	1,9	38,90	0,641	24,9	37,4	13,3	1,12	0,529	0,59	0,89	0,55	TN: Faktor von GER-002 übernommen
GER-004	südl. Mecklenburger Bucht/ Travemünde bis Warnemünde	B3b	1,90	0,585	1,1	1,7	1,9	19,09	0,697	13,3	20,0	14,3	0,83	0,540	0,45	0,67	0,61	Mittelwerte mehrerer Stationen
GER-005	Unterwarnow	B2a	9,35	0,335	3,1	4,7	2,4	50,15	0,255	12,8	19,2	17,1	1,57	0,330	0,52	0,78	0,77	
GER-006	südl. Mecklenburger Bucht/ Warnemuende bis Darss	B3b	1,68	0,576	1,0	1,4	1,9	19,42	0,652	12,7	19,0	14,3	0,84	0,506	0,42	0,63	0,61	Mittelwerte mehrerer Stationen
GER-007	Ribnitzer See/Saaler Bodden	B1	112,00	0,163	18,3	27,4	12,7	187,00	0,213	39,9	59,8	15,0	3,94	0,270	1,07	1,60	0,8	mit Modell nicht aufgelöst, Faktoren von B1-Gebieten übernommen
GER-008	Koppelstrom/Bodstedter Bodden	B1	79,10	0,163	12,9	19,4	12,7	145,54	0,213	31,0	46,5	15,0	3,50	0,270	0,95	1,42	0,8	mit Modell nicht aufgelöst, Faktoren von B1-Gebieten übernommen
GER-009	Barther Bodden, Grabow	B2a	41,43	0,153	6,3	9,4	2,4	92,41	0,150	13,7	20,6	17,1	2,41	0,179	0,43	0,64	0,77	Mittelwerte mehrerer Stationen
GER-010	Prerowbucht/ Darßer Ort bis Dornbusch	B3a	2,00	0,410	0,8	1,2	2,3	20,76	0,348	7,2	10,8	18,0	1,00	0,336	0,34	0,50	0,9	
GER-011	Westrügensche Bodden	B2a	8,25	0,305	2,6	3,8	2,4	35,60	0,267	9,6	14,4	17,1	1,08	0,268	0,29	0,43	0,77	Mittelwerte mehrerer Stationen
GER-012	Strelasund	B2a	15,50	0,284	4,4	6,6	2,4	43,85	0,269	11,8	17,7	17,1	1,48	0,250	0,37	0,56	0,77	
GER-013	Greifswalder Bodden	B2a	15,53	0,357	5,3	7,9	2,4	39,04	0,294	11,3	16,9	17,1	1,50	0,260	0,39	0,58	0,77	Mittelwerte mehrerer Stationen
GER-014	Kleiner Jasmunder Bodden	B2a	82,00	0,291	23,9	35,8	2,4	146,44	0,251	36,8	55,1	17,1	4,27	0,252	1,08	1,61	0,77	mit Modell nicht aufgelöst, Faktoren von B2a-Gebieten übernommen

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

HELCOM ID	Wasserkörper		Chlorophyll-a (µg/l)					Gesamt N (µmol/l)					Gesamt P (µmol/l)					Anmerkungen, Festlegungen
	Name	WRRL-Typ	Median Sommer 2001-12	Faktor	HW neu	OW neu	OW alt	Median 2001-12	Faktor	HW neu	OW neu	OW alt	Median 2001-12	Faktor	HW neu	OW neu	OW alt	
GER-111	Nordrügensch Bodden	B2a	19,59	0,291	5,7	8,5	2,4	46,87	0,251	11,8	17,6	17,1	1,56	0,252	0,39	0,59	0,77	Mittelwerte mehrerer Stationen; mit Modell nicht aufgelöst, Faktoren von B2a-Gebieten übernommen
GER-015	Nord- und Ostrügensch Gewässer	B3a	2,74	0,578	1,6	2,4	2,3	19,94	0,540	10,7	16,0	18,0	0,86	0,425	0,36	0,54	0,9	Mittelwerte mehrerer Stationen
GER-016	Peenestrom	B1	74,10	0,158	11,7	17,5	12,7	106,37	0,191	20,2	30,4	15,0	3,43	0,248	0,85	1,27	0,8	Mittelwerte mehrerer Stationen
GER-017	Achterwasser	B1	97,10	0,230	22,3	33,5	12,7	116,00	0,200	23,2	34,8	15,0	3,85	0,230	0,89	1,33	0,8	
GER-018	Pommersche Bucht, Nordteil	B3a	5,10	0,640	3,2	4,8	2,3	28,43	0,470	13,3	19,9	18,0	1,10	0,420	0,46	0,69	0,9	Mittelwerte mehrerer Stationen
GER-019	Pommersche Bucht, Südteil	B3a	10,25	0,640	6,6	9,8	2,3	39,24	0,517	20,3	30,4	18,0	1,60	0,476	0,76	1,14	0,9	Mittelwerte mehrerer Stationen; Chl: Faktor von GER-018 übernommen
GER-020	Kleines Haff	B1	69,68	0,138	9,6	14,3	12,7	100,56	0,253	25,4	38,1	15,0	4,71	0,324	1,52	2,29	0,8	Mittelwerte mehrerer Stationen
<i>Schleswig-Holstein</i>																		
GER-021	Flensburger Außenförde	B4	2,19	0,553	1,2	1,8	1,9	16,40		10,0	15,0	15,0	0,50	0,585	0,29	0,44	0,84	TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-022	Außenschlei	B3b			0,9	1,4	1,9			9,5	14,3	14,3			0,29	0,44	0,61	keine Station, übernommen von GER-037; TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-023	Mittlere Schlei	B2a	50,56	0,163	8,3	12,4	2,4	112,98	0,213	24,1	36,1	17,0	2,58	0,270	0,70	1,05	0,78	Mittelwerte mehrerer Stationen; Faktoren von B1-Gebieten übernommen
GER-024	Innere Schlei	B2a			8,3	12,4	2,4			24,1	36,1	17,0			0,70	1,05	0,78	keine Station, übernommen von GER-023
GER-025	Flensburg Innenförde	B2b	4,77	0,727	3,5	5,2	1,9	22,10	0,593	13,1	19,7	13,3	0,73	0,477	0,35	0,52	0,55	
GER-026	Fehmarn Belt	B3b	1,39	0,604	0,8	1,3	1,9	16,51		9,5	14,3	14,3	0,57	0,557	0,32	0,48	0,61	TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-027	Schleimünde	B2b	14,89	0,147	2,2	3,3	1,9	62,11	0,217	13,5	20,2	13,6	1,55	0,408	0,63	0,95	0,55	
GER-028	Geltinger Bucht	B3b			1,2	1,8	1,9			9,5	14,3	14,3			0,29	0,44	0,61	keine Station, übernommen von GER-021; TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-029	Eckernförder Bucht, Tiefe	B4	2,13	0,556	1,2	1,8	1,9	16,34		10,0	15,0	15,0	0,57	0,605	0,34	0,52	0,84	TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-030	Kieler Innenförde	B2b	7,97	0,599	4,8	7,2	1,9	24,30	0,344	8,4	12,5	13,6	0,75	0,338	0,25	0,38	0,55	

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

Wasserkörper			Chlorophyll-a (µg/l)					Gesamt N (µmol/l)					Gesamt P (µmol/l)					Anmerkungen, Festlegungen
HELCOM ID	Name	WRRL-Typ	Median Sommer 2001-12	Faktor	HW neu	OW neu	OW alt	Median 2001-12	Faktor	HW neu	OW neu	OW alt	Median 2001-12	Faktor	HW neu	OW neu	OW alt	
GER-031	Orther Bucht	B2b	1,00	0,549	0,5	0,8	1,9	16,75	0,363	6,1	9,1	13,6	0,48	0,414	0,20	0,30	0,55	
GER-032	Neustädter Bucht	B3b	1,80	0,707	1,3	1,9	1,9	17,95		9,5	14,3	14,3	0,56	0,538	0,30	0,45	0,61	TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-033	Bülk	B3b			0,8	1,2	1,9			9,5	14,3	14,3			0,26	0,39	0,61	keine Station, übernommen von GER-034; TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-034	Probstei	B3b	1,57	0,529	0,8	1,2	1,9	14,09		9,5	14,3	14,3	0,46	0,568	0,26	0,39	0,61	TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-035	Putlos	B3b			0,8	1,2	1,9			9,5	14,3	14,3			0,26	0,39	0,61	keine Station, übernommen von GER-034; TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-036	Fehmarn Sund	B3b	1,16	0,549	0,6	1,0	1,9	16,33		9,5	14,3	14,3	0,60	0,552	0,33	0,50	0,61	TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-037	Eckernförder Bucht, Rand	B3b	1,80	0,505	0,9	1,4	1,9	16,18		9,5	14,3	14,3	0,51	0,577	0,29	0,44	0,61	TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-038	Grömitz	B3b	1,81	0,672	1,2	1,8	1,9	16,68		9,5	14,3	14,3	0,53	0,559	0,30	0,44	0,61	TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-039	Kieler Außenförde	B4	1,94	0,546	1,1	1,6	1,9	16,90		10,0	15,0	15,0	0,59	0,571	0,34	0,51	0,84	TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-040	Hohwachter Bucht	B4			0,8	1,2	1,9			10,0	15,0	15,0			0,26	0,39	0,84	keine Station, übernommen von GER-034; TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-041	Fehmarnsund Ost	B4			0,6	1,0	1,9			10,0	15,0	15,0			0,33	0,50	0,84	keine Station, übernommen von GER-036; TN: für B3/4 S-H gilt TN-OW alt
GER-042	Travemünde	B2b	7,80	0,335	2,6	3,9	1,9	63,18	0,255	16,1	24,2	13,6	1,95	0,330	0,64	0,97	0,55	Faktoren von GER-005 übernommen
GER-043	Pötenitzer Wiek	B2a	14,80	0,335	5,0	7,4	2,4	99,95	0,255	25,5	38,2	17,0	2,32	0,330	0,77	1,15	0,78	Faktoren von GER-005 übernommen
GER-044	untere Trave	B2a	23,86	0,335	8,0	12,0	2,4	110,66	0,255	28,2	42,3	17,0	2,58	0,330	0,85	1,28	0,78	Faktoren von GER-005 übernommen
<i>Küstenmeer</i>																		
SEA-004	Kiel Bay	open-sea	1,63	0,477	0,8	1,2	2	16,35	0,666	10,9	16,3		0,58	0,533	0,31	0,46		
SEA-005	Bay of Mecklenburg	open-sea	1,57	0,553	0,9	1,3	1,8	17,25	0,689	11,9	17,8		0,57	0,520	0,29	0,44		Mittelwerte mehrerer Stationen

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

Tabelle 2-A: Mittelwert der Messwerte 2007 - 2012 (bei Wasserkörpern mit mehreren Messstellen Mittel der Messstellen) für Chlorophyll-a, Gesamt-N und Gesamt-P im Abgleich mit den alten Orientierungswerten – Legende: OW = Orientierungswert; Abweichung: ≤ 0 % OW eingehalten, > 0 – 25 %, > 25 – 50 %, > 50 – 100 %, > 100 %; Schraffur = keine eigenen Stationswerte, Werte von vergleichbaren Wasserkörpern übernommen

HELCOM ID	Wasserkörper		Chlorophyll-a (µg/l)			Gesamt N (µmol/l)			Gesamt P (µmol/l)		
	Name	WRRL-Typ	Mittel Sommer 2007-12	OW alt	Abweichung [%]	Mittel 2007-12	OW alt	Abweichung [%]	Mittel 2007-12	OW alt	Abweichung [%]
GER-001	Wismarbucht, Südteil	B2b	3,79	1,9	99	26,12	13,3	96	1,07	0,55	95
GER-002	Wismarbucht, Nordteil	B2b	3,79	1,9	99	26,12	13,3	96	1,07	0,55	95
GER-003	Wismarbucht, Salzhaff	B2b	9,32	1,9	391	63,76	13,3	379	1,47	0,55	167
GER-004	südl. Mecklenburger Bucht/ Travemünde bis Warnemünde	B3b	2,21	1,9	16	20,77	14,3	45	0,99	0,61	62
GER-005	Unterwarnow	B2a	15,42	2,4	543	65,79	17,1	285	1,00	0,77	30
GER-006	südl. Mecklenburger Bucht/ Warnemünde bis Darß	B3b	2,29	1,9	21	19,91	14,3	39	0,97	0,61	59
GER-007	Ribnitzer See/Saaler Bodden	B1	117,46	12,7	825	187,88	15,0	1.153	4,36	0,8	445
GER-008	Koppelstrom/Bodstedter Bodden	B1	90,27	12,7	611	156,48	15,0	943	3,74	0,8	368
GER-009	Barther Bodden, Grabow	B2a	46,19	2,4	1.825	109,98	17,1	543	2,69	0,77	249
GER-010	Prerowbucht/Darßer Ort bis Dornbusch	B3a	3,48	2,3	51	21,88	18,0	22	0,97	0,9	8
GER-011	Westrügensche Bodden	B2a	11,96	2,4	398	43,95	17,1	157	1,28	0,77	66
GER-012	Strelasund	B2a	17,46	2,4	628	47,87	17,1	180	1,43	0,77	86
GER-013	Greifswalder Bodden	B2a	18,35	2,4	665	48,65	17,1	185	1,61	0,77	109
GER-014	Kleiner Jasmunder Bodden	B2a	96,64	2,4	3.927	129,20	17,1	656	3,96	0,77	414
GER-111	Nordrügensche Bodden	B2a	23,40	2,4	875	50,26	17,1	194	1,72	0,77	123
GER-015	Nord- und Ostrügensche Gewässer	B3a	3,17	2,3	38	21,13	18,0	17	1,01	0,9	12
GER-016	Peenestrom	B1	67,09	12,7	428	120,63	15,0	704	3,65	0,8	356
GER-017	Achterwasser	B1	85,75	12,7	575	115,01	15,0	667	3,63	0,8	354
GER-018	Pommersche Bucht, Nordteil	B3a	6,64	2,3	189	32,86	18,0	83	1,12	0,9	24
GER-019	Pommersche Bucht, Südteil	B3a	13,79	2,3	499	68,43	18,0	280	1,67	0,9	86
GER-020	Kleines Haff	B1	69,55	12,7	448	129,44	15,0	763	4,49	0,8	461

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

HELCOM ID	Wasserkörper		Chlorophyll-a (µg/l)			Gesamt N (µmol/l)			Gesamt P (µmol/l)		
	Name	WRRL-Typ	Mittel Sommer 2007-12	OW alt	Abweichung [%]	Mittel 2007-12	OW alt	Abweichung [%]	Mittel 2007-12	OW alt	Abweichung [%]
GER-021	Flensburger Außenförde	B4	2,43	1,9	28	17,09	15,0	14	0,61	0,84	-27
GER-022	Außenschlei	B3b	2,09	1,9	10	16,29	14,3	14	0,54	0,61	-11
GER-023	Mittlere Schlei	B2a	54,73	2,4	2.180	121,31	17,0	614	3,85	0,78	394
GER-024	Innere Schlei	B2a	54,73	2,4	2.180	121,31	17,0	614	3,85	0,78	394
GER-025	Flensburg Innenförde	B2b	5,93	1,9	212	22,27	13,3	67	0,96	0,55	75
GER-026	Fehmarn Belt	B3b	1,82	1,9	-4	17,57	14,3	23	0,61	0,61	0
GER-027	Schleimünde	B2b	18,49	1,9	873	76,59	13,6	463	1,76	0,55	220
GER-028	Geltinger Bucht	B3b	2,43	1,9	28	17,09	14,3	20	0,61	0,61	0
GER-029	Eckernförder Bucht, Tiefe	B4	2,37	1,9	25	16,82	15,0	12	0,59	0,84	-30
GER-030	Kieler Innenförde	B2b	7,75	1,9	308	27,71	13,6	104	0,88	0,55	60
GER-031	Orther Bucht	B2b	1,09	1,9	-43	17,18	13,6	26	0,51	0,55	-7
GER-032	Neustädter Bucht	B3b	2,16	1,9	14	18,98	14,3	33	0,60	0,61	-2
GER-033	Bülk	B3b	1,81	1,9	-5	15,57	14,3	9	0,54	0,61	-11
GER-034	Probstei	B3b	1,81	1,9	-5	15,57	14,3	9	0,54	0,61	-11
GER-035	Putlos	B3b	1,81	1,9	-5	15,57	14,3	9	0,54	0,61	-11
GER-036	Fehmarn Sund	B3b	1,22	1,9	-36	17,26	14,3	21	0,60	0,61	-2
GER-037	Eckernförder Bucht, Rand	B3b	2,09	1,9	10	16,29	14,3	14	0,54	0,61	-11
GER-038	Grömitz	B3b	2,09	1,9	10	17,85	14,3	25	0,58	0,61	-5
GER-039	Kieler Außenförde	B4	2,25	1,9	18	17,00	15,0	13	0,60	0,84	-29
GER-040	Hohwachter Bucht	B4	1,81	1,9	-5	15,57	15,0	4	0,54	0,84	-36
GER-041	Fehmarnsund Ost	B4	1,22	1,9	-36	17,26	15,0	15	0,60	0,84	-29
GER-042	Travemünde	B2b	9,86	1,9	419	100,76	13,6	641	2,10	0,55	282
GER-043	Pötenitzer Wiek	B2a	17,24	2,4	618	142,31	17,0	737	2,49	0,78	219

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

HELCOM ID	Wasserkörper		Chlorophyll-a (µg/l)			Gesamt N (µmol/l)			Gesamt P (µmol/l)		
	Name	WRRL-Typ	Mittel Sommer 2007-12	OW alt	Abweichung [%]	Mittel 2007-12	OW alt	Abweichung [%]	Mittel 2007-12	OW alt	Abweichung [%]
GER-044	untere Trave	B2a	25,48	2,4	962	149,99	17,0	782	2,83	0,78	263
SEA-004	Kiel Bay	open-sea	1,93	2	-4	16,87			0,54		
SEA-005	Bay of Mecklenburg	open-sea	2,03	1,8	13	18,02			0,54		

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

Tabelle 3-A: Median der Messwerte 2007 - 2012 (bei Wasserkörpern mit mehreren Messstellen Mittel der Mediane) für Chlorophyll-a, Gesamt-N und Gesamt-P im Abgleich mit den neuen und alten Orientierungswerten – Legende: OW = Orientierungswert; Abweichung: ≤ 0 % OW eingehalten, > 0 – 25 %, > 25 – 50 %, > 50 – 100 %, > 100 %; Schraffur = keine eigenen Stationswerte, Werte von vergleichbaren Wasserkörpern übernommen; grau = S-H-Wasserkörper der WRRL-Typen 3 und 4: OW_{neu} entspricht OW_{alt}

Wasserkörper			Chlorophyll-a (µg/l)				Gesamt-N (µmol/l)					Gesamt-P (µmol/l)					
HELCOM ID	Name	WRRL-Typ	Median Sommer 2007-12	OW neu	Abweichung [%]	OW alt	Abweichung [%]	Median 2007-12	OW neu	Abweichung [%]	OW alt	Abweichung [%]	Median 2007-12	OW neu	Abweichung [%]	OW alt	Abweichung [%]
<i>Mecklenburg-Vorpommern</i>																	
GER-001	Wismarbucht, Südteil	B2b	3,10	2,9	5	1,9	63	24,09	22,5	7	13,3	81	0,99	0,73	36	0,55	80
GER-002	Wismarbucht, Nordteil	B2b	3,10	2,9	5	1,9	63	24,09	22,5	7	13,3	81	0,99	0,73	36	0,55	80
GER-003	Wismarbucht, Salzhaff	B2b	2,90	3,0	-4	1,9	53	41,49	37,4	11	13,3	212	0,98	0,89	10	0,55	78
GER-004	südl. Mecklenburger Bucht/ Travemünde bis Warnemünde	B3b	1,79	1,7	7	1,9	-6	19,84	20,0	-1	14,3	39	0,83	0,67	23	0,61	36
GER-005	Unterwarnow	B2a	8,30	4,7	77	2,4	246	45,77	19,2	139	17,1	168	1,56	0,78	101	0,77	103
GER-006	südl. Mecklenburger Bucht/ Warnemünde bis Darß	B3b	1,91	1,4	32	1,9	1	20,32	19,0	7	14,3	42	0,86	0,63	36	0,61	41
GER-007	Ribnitzer See/Saaler Bodden	B1	121,40	27,4	343	12,7	856	185,50	59,8	210	15,0	1.137	3,88	1,60	143	0,8	385
GER-008	Koppelstrom/Bodstedter Bodden	B1	92,40	19,4	377	12,7	628	143,90	46,5	209	15,0	859	3,38	1,42	138	0,8	323
GER-009	Barther Bodden, Grabow	B2a	40,25	9,4	327	2,4	1.577	96,33	20,6	368	17,1	463	2,35	0,64	266	0,77	205
GER-010	Prerowbucht/Darßer Ort bis Dornbusch	B3a	2,00	1,2	63	2,3	-13	20,76	10,8	92	18,0	15	1,00	0,50	98	0,9	11
GER-011	Westrügensche Bodden	B2a	10,12	3,8	163	2,4	322	40,48	14,4	182	17,1	137	1,11	0,43	155	0,77	44

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

Wasserkörper			Chlorophyll-a (µg/l)					Gesamt-N (µmol/l)					Gesamt-P (µmol/l)				
HELCOM ID	Name	WRRL-Typ	Median Sommer 2007-12	OW neu	Abweichung [%]	OW alt	Abweichung [%]	Median 2007-12	OW neu	Abweichung [%]	OW alt	Abweichung [%]	Median 2007-12	OW neu	Abweichung [%]	OW alt	Abweichung [%]
GER-012	Strelasund	B2a	14,95	6,6	126	2,4	523	47,76	17,7	170	17,1	179	1,36	0,56	145	0,77	77
GER-013	Greifswalder Bodden	B2a	15,65	7,9	97	2,4	552	42,75	16,9	153	17,1	150	1,45	0,58	150	0,77	88
GER-014	Kleiner Jasmunder Bodden	B2a	81,90	35,8	129	2,4	3.313	125,00	55,1	127	17,1	631	3,70	1,61	129	0,77	381
GER-111	Nordrügenschke Bodden	B2a	21,26	8,5	149	2,4	786	49,94	17,6	183	17,1	192	1,58	0,59	169	0,77	105
GER-015	Nord- und Ostrügenschke Gewässer	B3a	2,85	2,4	20	2,3	24	20,24	16,0	26	18,0	12	0,89	0,54	64	0,9	-1
GER-016	Peenestrom	B1	64,37	17,5	267	12,7	407	110,45	30,4	264	15,0	636	2,87	1,27	126	0,8	259
GER-017	Achterwasser	B1	84,35	33,5	152	12,7	564	114,50	34,8	229	15,0	663	3,33	1,33	151	0,8	316
GER-018	Pommersche Bucht, Nordteil	B3a	5,40	4,8	12	2,3	135	29,09	19,9	46	18,0	62	1,07	0,69	56	0,9	19
GER-019	Pommersche Bucht, Südteil	B3a	10,43	9,8	6	2,3	353	59,81	30,4	96	18,0	232	1,45	1,14	27	0,9	61
GER-020	Kleines Haff	B1	71,65	14,3	400	12,7	464	105,00	38,1	176	15,0	600	3,68	2,29	61	0,8	360
<i>Schleswig-Holstein</i>																	
GER-021	Flensburger Außenförde	B4	2,32	1,8	28	1,9	22	16,45	15,0	10	15,0	10	0,53	0,44	21	0,84	-37
GER-022	Außenschlei	B3b	1,89	1,4	39	1,9	-1	16,09	14,3	13	14,3	13	0,48	0,44	9	0,61	-21
GER-023	Mittlere Schlei	B2a	50,04	12,4	304	2,4	1.985	103,52	36,1	187	17,0	509	2,90	1,05	177	0,78	272

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

Wasserkörper			Chlorophyll-a (µg/l)				Gesamt-N (µmol/l)					Gesamt-P (µmol/l)					
HELCOM ID	Name	WRRL-Typ	Median Sommer 2007-12	OW neu	Abweichung [%]	OW alt	Abweichung [%]	Median 2007-12	OW neu	Abweichung [%]	OW alt	Abweichung [%]	Median 2007-12	OW neu	Abweichung [%]	OW alt	Abweichung [%]
GER-024	Innere Schlei	B2a	50,04	12,4	304	2,4	1.985	103,52	36,1	187	17,0	509	2,90	1,05	177	0,78	272
GER-025	Flensburg Innenförde	B2b	4,75	5,2	-9	1,9	150	20,62	19,7	5	13,3	55	0,81	0,52	55	0,55	47
GER-026	Fehmarn Belt	B3b	1,30	1,3	3	1,9	-32	16,51	14,3	15	14,3	15	0,57	0,48	20	0,61	-7
GER-027	Schleimünde	B2b	12,36	3,3	275	1,9	551	58,54	20,2	190	13,6	330	1,53	0,63	143	0,55	178
GER-028	Geltinger Bucht	B3b	2,32	1,8	28	1,9	22	16,45	14,3	15	14,3	15	0,53	0,44	21	0,61	-13
GER-029	Eckernförder Bucht, Tiefe	B4	2,13	1,8	20	1,9	12	16,46	15,0	10	15,0	10	0,55	0,52	6	0,84	-35
GER-030	Kieler Innenförde	B2b	7,15	7,2	0	1,9	276	23,79	12,5	90	13,6	75	0,80	0,38	110	0,55	45
GER-031	Orther Bucht	B2b	1,00	0,8	21	1,9	-47	16,75	9,1	84	13,6	23	0,48	0,30	61	0,55	-13
GER-032	Neustädter Bucht	B3b	1,90	1,9	0	1,9	0	18,17	14,3	27	14,3	27	0,57	0,45	26	0,61	-7
GER-033	Bülk	B3b	1,57	1,2	26	1,9	-17	14,09	14,3	-1	14,3	-1	0,46	0,39	17	0,61	-25
GER-034	Probstei	B3b	1,57	1,2	26	1,9	-17	14,09	14,3	-1	14,3	-1	0,46	0,39	17	0,61	-25
GER-035	Putlos	B3b	1,57	1,2	26	1,9	-17	14,09	14,3	-1	14,3	-1	0,46	0,39	17	0,61	-25
GER-036	Fehmarn Sund	B3b	1,16	1,0	21	1,9	-39	16,26	14,3	14	14,3	14	0,55	0,50	11	0,61	-10
GER-037	Eckernförder Bucht, Rand	B3b	1,89	1,4	39	1,9	-1	16,09	14,3	13	14,3	13	0,48	0,44	9	0,61	-21

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

Wasserkörper			Chlorophyll-a (µg/l)				Gesamt-N (µmol/l)					Gesamt-P (µmol/l)					
HELCOM ID	Name	WRRL-Typ	Median Sommer 2007-12	OW neu	Abweichung [%]	OW alt	Abweichung [%]	Median 2007-12	OW neu	Abweichung [%]	OW alt	Abweichung [%]	Median 2007-12	OW neu	Abweichung [%]	OW alt	Abweichung [%]
GER-038	Grömitz	B3b	1,82	1,8	0	1,9	-4	17,00	14,3	19	14,3	19	0,53	0,44	19	0,61	-13
GER-039	Kieler Außenförde	B4	1,94	1,6	22	1,9	2	16,69	15,0	11	15,0	11	0,55	0,51	9	0,84	-35
GER-040	Hohwachter Bucht	B4	1,57	1,2	26	1,9	-17	14,09	15,0	-6	15,0	-6	0,46	0,39	17	0,84	-45
GER-041	Fehmarnsund Ost	B4	1,16	1,0	21	1,9	-39	16,09	15,0	7	15,0	7	0,55	0,50	11	0,84	-35
GER-042	Travemünde	B2b	7,80	3,9	99	1,9	311	63,18	24,2	161	13,6	365	1,95	0,97	102	0,55	255
GER-043	Pötenitzer Wiek	B2a	14,80	7,4	99	2,4	517	99,95	38,2	161	17,0	488	2,32	1,15	102	0,78	197
GER-044	untere Trave	B2a	23,86	12,0	99	2,4	894	110,66	42,3	161	17,0	551	2,58	1,28	102	0,78	231
<i>Küstenmeer</i>																	
SEA-004	Kiel Bay	open-sea	1,86	1,2	59	2	-7	16,58	16,3	2			0,50	0,46	8		
SEA-005	Bay of Mecklenburg	open-sea	1,56	1,3	19	1,8	-13	17,41	17,8	-2			0,49	0,44	11		

Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee

Tabelle 4-A: Flussbürtige Nährstofffrachten der Ostseezuflüsse aus Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern 1994-2011

Jahr	Nährstofffrachten [t/a]							
	S-H*		M-V*		M-V + S-H*		DE-gesamt (PLC-5.5)**	
	Gesamt N	Gesamt P	Gesamt N	Gesamt P	Gesamt N	Gesamt P	Gesamt N	Gesamt P
1994	13.607	308	26.368	568	39.975	876	39.976	876
1995	9.870	243	14.118	379	23.988	622	23.989	612
1996	3.303	135	6.438	282	9.741	417	9.740	418
1997	4.674	156	5.430	238	10.104	394	10.197	394
1998	13.577	332	14.797	360	28.374	692	28.347	692
1999	9.177	254	13.830	289	23.007	543	23.007	544
2000	6.088	183	10.519	280	16.607	463	16.607	462
2001	6.786	231	9.127	202	15.913	433	15.913	437
2002	12.113	391	19.058	319	31.171	710	31.619	729
2003	4.095	154	5.072	171	9.167	325	9.463	331
2004	8.309	219	7.086	180	15.395	399	15.322	399
2005	6.687	165	10.162	207	16.849	372	16.844	372
2006	7.201	194	9.078	280	16.279	474	16.272	474
2007	13.274	359	15.609	366	28.883	725	24.054	598
2008	8.799	279	12.299	252	21.098	531	21.544	539
2009	5.177	173	5.345	197	10.522	370	10.756	382
2010	11.049	293	14.642	346	25.691	639	23.592	582
2011	8.138	252	17.604	588	25.742	840		
MW 1997-2003:	8.073	243	11.119	266	19.192	509	19.307	513

Bem.: nicht abflussnormierte Frachtdaten

* von den Ländern Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern für PLC gemeldete Frachtdaten

** Datengrundlage PLC 5.5 zur Berechnung der BSAP Frachten Stand Februar 2014

Tabelle 5-A: Hintergrund- und Orientierungswerte (HW, OW) in mg/l (Umrechnung der Werte aus Tab. 11 und 12 mit Faktor 0,014 für Stickstoff und 0,031 für Phosphor)

a) Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor für die Küstengewässertypen der deutschen Ostsee

Typ	Salzgehalt	Gesamt-Stickstoff [mg/l]		Gesamt-Phosphor [mg/l]	
		HW neu	OW neu	HW neu	OW neu
<i>Mecklenburg-Vorpommern</i>					
B1	2,8	0,36	0,53	0,029	0,044
B2a	7,7	0,17	0,25	0,012	0,018
B2b	12,9	0,21	0,32	0,015	0,023
B3a	7,2	0,17	0,25	0,013	0,019
B3b	11,7	0,18	0,27	0,014	0,020
<i>Schleswig-Holstein</i>					
B2a	8,6	0,35	0,52	0,023	0,034
B2b	14,8	0,18	0,28	0,011	0,016
B3b	14,3	0,13	0,20	0,009	0,014
B4	16,7	0,14	0,21	0,010	0,016

b) Gesamt-Stickstoff (TN), gelöster anorganischer Stickstoff (DIN), Gesamt-Phosphor (TP) und gelöster anorganischer Phosphor (DIP) für die den deutschen Küstengewässern vorgelagerten Gebiete der HELCOM-Ostseebecken

Ostseebecken	TN [mg/l]		DIN (Dez. - Feb.) [mg/l]		TP [mg/l]		DIP (Dez. - Feb.) [mg/l]	
	OW neu	OW alt	OW neu	OW alt	OW neu	OW alt	OW neu	OW alt
Kieler Bucht	0,23	< 0,31	0,0813	0,0770	0,0127	< 0,0298	0,0118	0,0140
Meckl. Bucht	0,23	< 0,30	0,0934	0,0476	0,0140	< 0,0304	0,0093	0,0127
Arkonasee	0,27	< 0,24	0,0795	0,0406	0,0149	< 0,0208	0,0093	0,0112
Bornholmbecken	0,25	< 0,23	0,0503	0,0350	0,0183	< 0,0167	0,0118	0,0099

Notizen

