

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**

Januar 2007

Inhaltsverzeichnis

Anlass	3
Zusammenfassung	3
Handlungsempfehlung	4
Ausblick	5
1. Hintergrund	6
2. Eutrophierungsprozesse	6
2.1 Eutrophierung in Nord- und Ostsee	6
2.2 Limitierung durch Nährsalze	8
2.3 Artenverschiebungen beim Phytoplankton	10
2.4 Sauerstoffmangel	11
3. Nährstoffeinträge in die Meeresumwelt	12
3.1 Nährstoffemissionen aus Punkt- und diffusen Quellen	12
3.2 Vergleich der Nährstoffemissionen mit den Nährstofffrachten	13
3.3 Vergleich der Nährstofffrachten mit den Nährstoffeinträgen in die Meere	13
3.4 Vergleich gegenwärtiger Frachten mit den Zielvorstellungen	14
3.4 Nährstoffkonzentrationen in den deutschen Nord- und Ostseezuflüssen und in der Deutschen Bucht	14
4. Ökologische Ziele zur Verminderung der Eutrophierung deutscher Küstengewässer	15
4.1 Ökologische Ziele für Nährstoffe	15
4.1.1 Referenzbedingungen für Nährstoffe	17
4.2 Szenariorechnungen zur erforderlichen Reduktion der Nährstoffeinträge zwecks Verminderung der Eutrophierung in deutschen Küstengewässern	20
4.3 Ökologische Ziele für Eutrophierungsprozesse	22
4.3.1 Referenzbedingungen für Chlorophyll	22
4.3.2 Referenzbedingungen und Schwellenwerte für Sauerstoff	22
4.3.3 Referenzbedingungen und Schwellenwerte für Sichttiefen	23
5. Bedeutung von Ferntransporten für die Eutrophierungsprozesse in der Deutschen Bucht	24
5.1 Ferntransporte in die Deutsche Bucht	24
5.2 Beeinflussung von Eutrophierungsprozessen durch Oberlieger	25
6. Abkürzungsliste	26
7. Literatur	27
8. Abbildungsverzeichnis und Erläuterungen	31
9. Abbildungen	34

Anlass

Mit dem Papier werden Handlungsempfehlungen für die Reduzierung von Nährstoffeinträgen über die Flüsse vorgelegt mit dem Ziel, in Übergangs- und Küstengewässern hinsichtlich der Eutrophierung den Umweltzielen der WRRL entsprechend einen guten ökologischen Zustand zu erreichen.

Das Papier wurde im Rahmen der BLMP AG WRRL mit Beiträgen von folgenden Experten erarbeitet: U. Claussen, H. Herata (UBA), Behrendt (IGB), U. Brockmann, D. Topcu, H. Lenhart (Uni HH), J. van Beusekom (AWI), H. Heinrich (BSH), T. Petenati (LANU), M. Hanslik (NLWKN), H. S. Dahlke (Uni Greifswald), A. Bachor (LUNG), G. Nausch, G. Schernewski (IOW).

Es wurde von der BLMP AG WRRL am 29.11.2006 verabschiedet.

Zusammenfassung

Im Küstenbereich der deutschen Nord- und Ostsee treten unverändert Eutrophierung und ihre Effekte auf. Nach dem im Rahmen der OSPAR-Konvention entwickelten Bewertungsverfahren für den Eutrophierungszustand der Nordsee sind das Wattenmeer und die Deutsche Bucht Eutrophierungsproblemgebiete (Abb. 1). Die deutsche Ostseeküste ist nach HELCOM Kriterien gleichfalls als eutrophiert anzusehen.

Zu den Nährsalzen kann ausgeführt werden:

- Phosphor (P) ist zumindest im Frühjahr der limitierende Wachstumsfaktor im Süßwasser, in den Ästuaren und in den marinen Gewässern der Nord- und Ostsee.
- Stickstoff (N) ist während des Sommers der limitierende Faktor für das Algenwachstum in marinen Gewässern.
- Das N:P- und N:Si-Verhältnis ist, zumindest im Küstenbereich von Nord- und Ostsee, weit vom natürlichen Zustand entfernt.

Mit dem Ungleichgewicht (N-Überschuss) werden Effekte, wie z.B. Verschiebungen in der Artenzusammensetzung von Kieselalgen zu Flagellaten (Si – Mangel), Initiierung bzw. Auslösung oder Steigerung der Toxinproduktion bei giftigen Algen (N-Überschuss), in Verbindung gebracht.

Die von den Umweltministern auf den internationalen Nordseeschutzkonferenzen, der OSPAR-Konvention sowie der Helsinki-Konvention (HELCOM) beschlossene Halbierung der Nährstoffeinträge aus dem Nord- und Ostseeinzugsgebiet zwischen 1985 und 2000 wurde von den Vertragsstaaten zwar weitgehend für Phosphor, jedoch nicht für Stickstoff erreicht.

Die Emissionsreduzierungen an den Eintrags-Quellen spiegeln sich in Verminderungen der Flussfrachten (Eintragsreduktionen) für Gesamtphosphor, jedoch weniger für Gesamtstickstoff wider. Ursache beim Stickstoff sind unter anderem die hohen mittleren Aufenthaltszeiten im Grundwasser von 10-30 Jahren, aber auch die weiterhin hohen diffusen Einträge.

Obwohl die Flussfrachten nur geringfügige Änderungen aufweisen, ist seit Mitte der 1990er Jahre eine Verringerung der Phosphorkonzentrationen (Mittelwert) auf ca. 0,20 mg/L Gesamtphosphor in Elbe, Weser und Eider und 0,15 mg/L Gesamtphosphor in der Ems sowie den

Ostseezuflüssen erkennbar. Für Stickstoff schwankt die Konzentration (Mittelwert) seit Mitte der 1990er Jahre zwischen 3 und 7 mg/L Gesamtstickstoff in den Nordseezuflüssen und 2 und 6 mg/L in den Ostseezuflüssen.

Die Auswertung der 90-Perzentilwerte der LAWA-Messstellen für 2004 belegt, dass nur an 27 % von 150 Messstellen der Wert der Güteklasse II in Höhe von 0,15 mg/L Gesamtphosphor und lediglich an 12 % von 137 Messstellen der entsprechende Güteklasse II-Wert für Gesamtstickstoff von 3,0 mg/L eingehalten wird.

Als Konsequenz ist festzustellen, dass die Belastung der Meeresökosysteme durch Nährstoffeinträge sich nach der durch die WRRL vorgenommenen Belastungs- und Auswirkungsanalyse als bedenklicher herausgestellt hat, als zunächst erwartet.

Handlungsempfehlung

Über die Reduktionsbeschlüsse zu den Meeresschutzabkommen hinaus sind für die Küstengewässer die Umweltziele der EG Wasserrahmenrichtlinie zu beachten. Eine Verschlechterung ist zu verhindern und die Wasserkörper sind so zu bewirtschaften, dass bis 2015 ein guter Zustand erreicht wird.

In der im Rahmen des WRRL-Implementierungsprozesses entwickelten CIS Leitlinie der Kommission und der EU-Wasserdirektoren zur Eutrophierungsbewertung wird dargelegt, dass Eutrophierungseffekte auch in großer Entfernung von den auslösenden Belastungen auftreten können; auch dann, wenn am Belastungsort selbst die typspezifischen Ziele der Wasserkörper erfüllt sind. Das hat zur Konsequenz, dass für die Erreichung des guten ökologischen Zustands im Unterliegerbereich des Einzugsgebiets zum Teil deutlich weitergehende Maßnahmen der Oberlieger erforderlich sind, um auch Küsten- und Übergangsgewässern das Erreichen des guten Umweltzustands zu ermöglichen.

Um die Eutrophierung der Meeresumwelt zurückzuführen, müsste schnellstmöglich sicher gestellt werden, dass in Fließgewässern des Binnenlands 0,1 mg/L Gesamtphosphor und 3 mg/L Gesamtstickstoff eingehalten werden, allerdings nicht als 90 Perzentil (das entspricht der Güteklasse II der Gewässergüteklassifikation der LAWA) sondern als Mittelwert.

Diese Werte müssen als Eingangsgröße in die Maßnahmen- und Bewirtschaftungsplanung der Flussgebietseinheiten Eingang finden, um eine Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen in Richtung des guten ökologischen Zustands zu ermöglichen. Im begleitenden operativen Monitoring wird dann prozessbegleitend anhand der vorliegenden Klassifikationssysteme zum Beispiel für die Qualitätskomponente Phytoplankton zu ermitteln sein, ob diese Maßnahmen ausreichend sind, oder ob im Sinne der wissenschaftlichen Einschätzungen nachgesteuert werden muss (gemäß Anhang V, Ziffer 1.2.3 und 1.2.4 WRRL sollen die Nährstoffkonzentrationen in den Übergangs- und Küstengewässern nicht über den Werten liegen, bei denen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der in der WRRL beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet ist).

Für die Küstengewässer haben bei der nun beginnenden Aufstellung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme daher Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstofffrachten oberste Priorität.

Ausblick

Das vorliegende fachliche Papier fasst den aktuellen Wissensstand zu Handlungsempfehlungen für die Reduktion von Nährstoffeinträgen in deutsche Übergangs- und Küstengewässer zusammen. Der Eutrophierungszustand dieser Gewässer wird beschrieben und auf seine wesentlichen Ursachen – die Nährstoffemissionen, -einträge und –frachten – zurückgeführt.

Nach heutigem Kenntnisstand werden ökologische Zielsetzungen für Nährstoffe und entscheidende Eutrophierungsprozesse formuliert einschließlich einer kurzen Beschreibung der Bedeutung von möglichen zusätzlichen Einflüssen durch Nährstoffimporte oder Importe organischer Substanzen aus anderen Gebieten.

Es herrscht Einvernehmen, dass dieses Papier fachlich fortgeschrieben werden sollte, wenn sich der wissenschaftliche Kenntnisstand weiterentwickelt. Die aus der BLMP AG WRRL hervorgehende LAWA Expertengruppe "Meer" und ihre fachlichen Unterarbeitsgruppen sind dafür verantwortlich.

1. Hintergrund

Seit Mitte der 1970er Jahre treten unverändert sowohl im Küstenbereich der deutschen Nordsee als auch Ostsee Eutrophierung und ihre Effekte auf. Deshalb beschlossen die Umweltminister 1987 auf der 2. internationalen Nordseeschutzkonferenz (INK), eine Halbierung der Nährstoffeinträge in die Nord- und Ostsee im Zeitraum von 1985 bis 1995. Dieser Beschluss wurde danach im Rahmen der OSLO-PARIS-Konvention zum Schutz des Nordostatlantiks (OSPAR) sowie der Helsinki-Konvention zum Schutz der Ostsee (HELCOM) übernommen. Diese Halbierung wurde jedoch nur annähernd für Phosphor und nicht für Stickstoff – letzte Erhebung für das Jahr 2002 - erreicht. In der WRRL wird bis 2015 der gute Gewässerzustand auch für Übergangs- und Küstengewässer gefordert. Um dieses Ziel zu erreichen, kommt der Erarbeitung von zusätzlichen Kriterien zur Bestimmung von signifikanten anthropogenen Belastungen und deren Auswirkungen auf die Meeresumwelt bei der Umsetzung der WRRL außerordentliche Bedeutung zu.

Im Rahmen einer gemeinsamen europäischen Wasserpolitik wird auf der Grundlage der Common Implementation Strategie (CIS) der WRRL an einer Leitlinie zur harmonisierten Bewertung der Eutrophierung gearbeitet. Ziel ist, ein einheitliches Verständnis zwischen den neben der WRRL für die Nährstoffreduzierung relevanten Richtlinien (Kommunale Abwasserrichtlinie, Nitratrichtlinie) und den regionalen Meeresschutzkonventionen (wie OSPAR, HELCOM, Barcelona- und Istanbul-Abkommen) herzustellen, um zielgerichtet an der Reduzierung der Überdüngung zu arbeiten.

In der im Dezember 2005 von den EG Wasserdirektoren verabschiedeten CIS Leitlinie zur Eutrophierungsbewertung wird in 2 Absätzen (§ 51 & 52) auf die Tatsache hingewiesen, dass, falls empfangende Wasserkörper nicht alleinverantwortlich für das Verfehlen des guten ökologischen Zustands sind, sondern auch im Oberlauf liegende Wasserkörper mitverantwortlich sind, dies auch im dortigen Einzugsgebiet Maßnahmen auslösen kann und muss, selbst, wenn in den Wasserkörpern dort der gute ökologische Zustand erreicht ist.

2. Eutrophierungsprozesse

2.1 Eutrophierung in Nord- und Ostsee

Die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff stellen für Pflanzen und Tiere lebensnotwendige Elemente dar. Beide Nährstoffe treten im Meeresbereich natürlicherweise meist in niedrigen Konzentrationen auf und können die auf ihnen aufbauende Produktivität des Phytoplanktons (einzellige Algenarten) und der Makroalgen (wie Seetang und Grünalgen) begrenzen.

Der Prozess einer natürlich oder anthropogen bedingten Nährstoffanreicherung wird als Eutrophierung (gr. eutrophein = gute Nahrung bekommen, prächtig gedeihen) bezeichnet. Eine andere gebräuchliche Definition für Eutrophierung, die im Rahmen der diesbezüglichen Arbeiten der OSLO-PARIS-Konvention zum Schutz des Nordost-Atlantiks (OSPAR) festgelegt wurde, lautet in deutscher Übersetzung sinngemäß:

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

Mit den Frühjahrsblüten des Phytoplanktons wird der Nährstoffvorrat aus den vegetationsarmen Wintermonaten verbraucht. Nach der anschließenden Remineralisierung kommt es bei

ausreichendem Lichtangebot im weiteren Jahresablauf zu weiteren Algenblüten bis sich in den Wintermonaten erneut die maximalen Nährsalzkonzentrationen aufbauen.

Da in den meisten Meeresgebieten Stickstoff oder Phosphor limitierend für den Aufbau von Biomasse sind, wirkt vor allem die Zufuhr dieser Nährstoffe eutrophierend. 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.

Bei einer Überdüngung des Meeres kann es zu verstärktem Algenwachstum, Verschiebungen der Artenzusammensetzung und, bei geeigneten klimatischen wie hydrographischen Bedingungen (Auftreten geschichteter Wassermassen), Sauerstoffmangel am Meeresboden aufgrund des bakteriellen Abbaus abgestorbener Algen kommen. Dieser Mangel kann zum Massensterben von bodenlebenden Organismen bis hin zu Fischen führen. Das Ausmaß der pflanzlichen Produktion hängt wesentlich von der Verfügbarkeit der Nährsalze für die Pflanzen ab. Das verstärkte Algenwachstum führt auch zu einer Verminderung der durchleuchteten Wassertiefe und damit zu einer Einschränkung des Lebensraumes von Makrophyten.

In den letzten 150 Jahren sind die Nährstofffrachten der in die Nordsee mündenden Flüsse erheblich angestiegen (s.a. Kapitel „Nährstofffrachten – Nährstoffeinträge in die Meere“). Dies hatte klare Anzeichen von Eutrophierung und den dazu gehörigen Effekten in vielen Küstengewässern zur Folge. Dazu zählen erhöhte Chlorophyllgehalte, längere Zeitdauer von Phytoplanktonblüten und Sauerstoffmangel in geschichteten Gebieten der Nordsee teilweise verbunden mit Mortalität bei benthischen Organismen sowie Fischen.

Die Eutrophierungsproblematik in der Nordsee konzentriert sich hauptsächlich auf das kontinentale Küstenwasser, einen 50 - 100 km breiten Wassergürtel mit vermindertem Salzgehalt und erhöhten Nährstoffkonzentrationen, in den die großen Flüsse Schelde, Maas, Rhein, Ems, Weser, Elbe und Eider fließen (Gerlach, 1990). Heute sind etwa 80 % des Stickstoffs in der niederländischen und deutschen Küstenzone anthropogenen Ursprungs (Heinis et al., 1995). Der anthropogene Anteil der Phosphorverbindungen liegt nach der gleichen Untersuchung bei etwa 60 % und zeigt einen abnehmenden Trend.

Die Ostsee war früher an der Oberfläche ein nährstoffarmes (oligotrophes Meer). In den Jahren 1970 bis 1980 haben sich im Winterwasser der zentralen Ostsee die Phosphat- und Nitratkonzentrationen verdreifacht (Gerlach, 1990). Die Ostsee ist damit als eutrophiert anzusprechen und der 4. periodische Zustandsbericht der Ostsee (HELCOM, 2002) kommt zu der allgemeinen Schlussfolgerung, dass trotz z.B. der Verbesserung hinsichtlich der Phosphatkonzentrationen auch aktuell keine generelle Änderung des Eutrophierungszustandes stattgefunden hat. Unbestritten ist allerdings, dass in vielen Küstenregionen der Ostsee Verbesserungen aufgrund der teilweise deutlich verringerten Nährstoffeinträge (vor allem Phosphat) zu beobachten sind (HELCOM, 2002).

Ein Grund dafür, dass eindeutige monokausale Zusammenhänge z.B. zwischen Nährsalzkonzentrationen und Algendichte bislang nicht immer gefunden werden konnten, liegt darin, dass der Nachweis, welchen Einfluss die vorhandenen und die sich erneuernden Nährstoffmengen, die meteorologisch-hydrographischen Faktoren und der Wegfraß durch Zooplankton oder andere Räuber auf die aktuelle Zusammensetzung und Dichte des Phytoplanktons haben, situationsbedingt schwer zu erbringen ist. Allerdings konnten mittlerweile eine Reihe signifikanter Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen von Gesamtstickstoff (TN) und

Chlorophyll identifiziert werden (Smith 2006, Tett et al. 2003, Nielsen et al. 2002b, Udy et al. 2005). Diese Zusammenhänge waren auch für die deutsche Nordsee- und Ostseeküsten während der Wachstumsperiode festgestellt worden (Abb. 2.1.1) (Brockmann et al. 2003).

Es ist allerdings immer noch schwierig, zwischen angestiegenen Nährstoffkonzentrationen und veränderten Nährstoffelementrelationen auf der einen Seite und der Veränderung von Artenspektren auf der anderen Seite, quantitative Zusammenhänge nachzuweisen. Die in den 1970er Jahren registrierte Zunahme der Flagellaten bei Helgoland wird der Eutrophierung zugeschrieben (Radach et al. 1990). Die Ableitung unmittelbarer Beziehungen zwischen den verpflichtend zu bewertenden biologischen Qualitätskomponenten und den lediglich unterstützenden chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten nach der WRRL erfordert daher weitere Forschung, die in den nächsten Jahren durchgeführt werden sollte.

2.2 Limitierung durch Nährsalze

Zum besseren Verständnis der Eutrophierung und ihrer Effekte ist es hilfreich, sich vor Augen zu führen, welches Nährsalz in welcher Gewässerkategorie limitierend wirkt. Eine geeignete Zusammenfassung gibt ein Übersichtsartikel von Conley (2000).

Es herrscht Konsens in der wissenschaftlichen Literatur, dass im Süßwasser überwiegend Phosphat das Phytoplanktonwachstum limitiert, obwohl im Sommer, wenn die gelösten Nährsalze in der euphotischen Zone erschöpft sind, auch Stickstoff limitierend wirken kann (Elser et al., 1990).

In ästuarinen Systemen hat die Frage nach dem limitierenden Nährsalz eine größere wissenschaftliche Debatte ausgelöst. Dort können Verschiebungen von P-Limitierung im Frühjahr zu N-Limitierung im Sommer auftreten; zuerst entdeckt für die Chesapeake Bay, mittlerweile als generelles Charakteristikum für Ästuare akzeptiert.

Stickstoff ist, neben Licht, der Hauptfaktor der Limitierung von Nicht-Kieselalgen in der Nordsee. Für den Meeresbereich wird das Redfield-Verhältnis (Redfield et al. 1963) als geeigneter Indikator für Nährsalzlimitierung angesehen. Dieses Verhältnis repräsentiert das natürliche Verhältnis von N und P in Algenzellen und lautet $7 \text{ g N} / 1 \text{ g P}$ ($16 \text{ Mol N} / 1 \text{ Mol P}$). Werte größer 7 indizieren P-Limitierung und geringere Werte deuten auf potentielle N-Limitierung hin. Erstere finden sich normalerweise im Frühjahr in Küstengewässern der Nordsee. In der offenen Nordsee und im Sommer sind die N:P-Verhältnisse meist niedriger als 7. Es ist zu beachten, dass die N:P-Verhältnisse nur eine potentielle Limitierung indizieren (s.a. Lichtlimitierung im Küstenbereich).

Hinsichtlich der Limitierung von Algen in marinen Gewässern spielt Stickstoff die steuernde Rolle, wenn auch nicht mit so großer Deutlichkeit nachzuweisen wie für Phosphat im Süßwasser (u.a. Oviatt et al., 1995). Auch Nixon et al. (1996) bekräftigen diese Annahme. Einen Übergang von einer sommerlichen P- zur N-Limitierung in den Übergangsgewässern beschreiben Mantoura et al. (1988). Dieser Übergang wurde auch für die deutsche Nordseeküste festgestellt, der bei einem Salzgehalt von 25 bis 27 erfolgt (Abb. 2.2.1). In diesem Bereich geht entsprechend der Anteil der anorganischen Nährsalze auf weniger als 20 % zurück (Abb. 2.2.2). Der Stickstoff bleibt also zunächst im Ökosystem, befindet sich aber vorwiegend in der gelösten organischen Fraktion (Brockmann et al. 1999a).

In der Nordsee ist das Küstenwasser allerdings zeitweise auch P-limitiert (im Frühjahr, für Kieselalgen ko-limitiert durch Silikat), die offene Nordsee ist dagegen N-limitiert, wie durch

geringe DIN/Phosphat-Verhältnisse angezeigt wird (Brockmann & Topcu 2001). Bei Nährsalzlimitierung kommt es zu einer Überschussproduktion von Kohlenhydraten, wodurch die Biomasse erhöht wird (Brockmann et al. 1999b).

Die Mehrzahl der Ostseegebiete ist durch einen Phosphatüberschuss gekennzeichnet, so dass die Produktion des Phytoplanktons meist durch Stickstoff limitiert ist. Niedrige winterliche N/P-Verhältnisse (8 : 1 bis 10 : 1) sind charakteristisch für die zentrale Ostsee. Das deutet an, dass die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons N-limitiert ist. Im Sommer wird der Stickstoffmangel durch N-fixierende Cyanobakterien kompensiert, so dass die Primärproduktion durch Phosphat ko-limitiert wird. Obwohl die N/P-Verhältnisse sich im Kattegat, der Beltsee und der zentralen Ostsee aufgrund der sinkenden Phosphatkonzentrationen erhöhen, wird die zentrale Ostsee unverändert durch N-Limitierung dominiert. Phosphat-Limitation spielt dagegen nur im salzarmen Bottnischen Meerbusen, den westlichen Küstengebieten der Bottnischen See, im Golf von Riga und einigen lokalen Gebieten eine Rolle (Graneli et al, 1990). Berücksichtigt man neben den Einträgen über die Flüsse und Küstenregionen noch den atmosphärischen Eintrag sowie die Fixierung aus der Luft, so wird klar, dass Stickstoff der Nährstoff von größter Bedeutung für das Eutrophierungsgeschehen der Ostsee ist (HELCOM, 2002).

Vor Einsetzen der Eutrophierung an den Nordseeküsten wurde die Frühjahrsblüte durch Nährsalzerschöpfung gesteuert. Silikat war das limitierende Nährsalz für die Kieselalgen und Stickstoff für andere Algengruppen. Eine Erklärung für die Unterschiede in der Limitierung des Phytoplanktonwachstums zwischen Süßgewässern und dem marinen Bereich findet sich in Unterschieden in der Biogeochemie von Stickstoff und Phosphat. Drei Aspekte sind in diesem Zusammenhang von Belang:

- Die Sedimentregeneration von Phosphat;
- Das Ausmaß, in dem der Mangel an Stickstoff durch N₂ Fixierung ausgeglichen werden kann;
- Verluste von Stickstoff durch Denitrifikation;

Die Sedimentregeneration von Phosphat scheint für den saisonalen Wechsel zwischen den limitierenden Nährsalzen verantwortlich zu sein. Im Süßwasser wird Phosphat durch Interaktionen mit Eisen langfristig oder endgültig im Sediment zurückgehalten. In marinen Systemen dagegen wird im Sediment deponiertes Phosphat alljährlich nahezu vollständig wieder remobilisiert und gelangt so zurück in die Wassersäule (Caraco et al., 1990, z.B. das Sommermaximum für Phosphat im Wattenmeer) (Brockmann et al. 1999a). Im Sommer herrscht in Ästuaren oft ein sehr ausgeprägter Temperaturgradient verbunden mit P-Freisetzung. Das meiste Phosphat wird dort im Sommer freigesetzt, assoziiert mit Änderungen im Eisen-Kreislauf aufgrund von Sulfatreduktion. Ist diese niedrig, so wird Phosphat, assoziiert mit Eisen, im Sediment deponiert (im Winter und Frühjahr) (Van Beusekom et al. 1999). Dieses wird in Zeiten, wenn durch steigende Temperaturen die Sulfatreduktionsrate ansteigt, allmählich wieder freigesetzt. Gleichermaßen temperaturabhängig ist die Regeneration von Silikat aus den Kieselalgeschalen mit höchsten Konzentrationen gelösten Silikats in Ästuaren im Sommer. Beide Prozesse bedingen wieder hohe Konzentrationen an anorganischem Phosphat und gelöstem Silikat in der Wassersäule. Diese interne Nährsalzquelle macht es unwahrscheinlich, dass Phosphat oder Silikat im Ästuar im Sommer limitierend für das Algenwachstum sind. Im Süßwasser sind die Möglichkeiten, Stickstoffdefizite durch Fixierung von atmosphärischem N₂ auszugleichen, größer als im Küstenwasser, wo diese Fixierung, abgesehen von der Ostsee, unbedeutend ist.

Aufgrund von Unterschieden in der Geochemie und biologischen Prozessen zwischen marinen und Süßgewässern haben immer Nährstoffgradienten zwischen diesen Gewässerkategorien existiert (mit höheren N:P-Verhältnissen im Süßwasser). Diese ausgeprägten Gradienten finden sich generell in Ästuaren. Heutzutage bedingen die hohen Stickstoffkonzentrationen und die ansteigenden N:P-Verhältnisse, z.B. im Rhein, dass im Frühling im niederländischen Küstenwasser Stickstoff durch Phosphor als limitierender Faktor ersetzt wurde. In den Nicht-Küstengewässern, aber auch in Küstengewässern limitiert Stickstoff stets am Ende der Wachstumsperiode. In Küstennähe limitiert vor allem auch das Lichtklima aufgrund der hohen Trübung die Entwicklung des Phytoplanktons.

2.3 Artenverschiebungen beim Phytoplankton

Das Phytoplankton hat auf die geänderten Nährstoffkonzentrationen und Nährstoffverhältnisse reagiert. Es trat z.B. eine Verschiebung in der Artenzusammensetzung von Kieselalgen zu Flagellaten ein. Dieses Phänomen konnte sowohl in niederländischen Küstengewässern als auch an der seit 1962 beprobten Dauerstation Helgoland Reede (und damit in der Deutschen Bucht) beobachtet werden. Die Daten von Helgoland Reede werden allerdings zur Zeit neu bewertet, da unterschiedliche Zählmethoden Inkonsistenzen in der Datenreihe verursacht haben (Wiltshire & Dürselen, 2004).

Zu den Effekten der veränderten Nährstoffverhältnisse zählen auch die sich mehr oder weniger regelmäßig wiederholenden Massenblüten der koloniebildenden Alge *Phaeocystis sp.*. Diese Blüten können negative Auswirkungen auf das Nahrungsnetz haben und führen bei ihrem Absterben zu teilweise starker Schaumentwicklung an den Stränden. Außerdem gibt es diverse wissenschaftliche Publikationen, die konstatieren, dass sich durch die Eutrophierung die Häufigkeit des Auftretens von Blüten toxischer Algenarten wie *Chrysochromulina*, *Alexandria*, *Chatonella* und *Gyrodinium* erhöht (Cloern, 2001). Trotz eindeutiger Zusammenhänge zwischen der Anzahl toxischer Algenblüten und der Eutrophierung in sehr stark belasteten Gewässern (Honjo, 1993, Smayda, 1989), ist es oft schwierig, einen direkten Bezug zwischen dem Auftreten von giftigen Algen und der Eutrophierung in weniger belasteten Gewässern herzustellen, denn auch Veränderungen des Klimas können beispielsweise die Artenzusammensetzung von Algen beeinflussen (Hays et al. 2005). Eine Zunahme von Flagellaten in der Nordsee wird z.B. im Zusammenhang mit klimatischen Effekte diskutiert, die allerdings auch erhöhte Flusseinträge einschließen (Edwards et al. 2002, 2006). Eine veränderte Artensukzession bei Helgoland wird ebenfalls in Zusammenhang mit einer Temperaturveränderung diskutiert (Wiltshire & Manly, 2004).

Weltweit wird die Zunahme von unerwünschten Algenblüten zum überwiegenden Teil den gestiegenen Nährstofffrachten in die Meere zugeschrieben. Dazu zählen auch die außergewöhnlichen Blüten von *Phaeocystis sp.*, für die von 1974 – 1985 ein 5 – 10 facher Biomasseanstieg in niederländischen Küstenregionen zu verzeichnen war. Weiterhin konnte in vielen Fällen eine verlängerte Blütendauer festgestellt werden (u.a. Cadee & Hegeman 1986, 1991). Auch das Auftreten von starken Blüten der heterotrophen Art *Noctiluca* im Sommer scheint zugenommen zu haben. Beiden werden negative Auswirkungen aufgrund der hohen Biomasse zugeschrieben.

Der „Erfolg“ des nicht-silikathaltigen Phytoplanktons *Phaeocystis sp.* beruht auf der Fähigkeit, Vorteil aus einem Stickstoffüberschuss in Phosphat-erschöpftem Wasser zu ziehen (Rousseau et al. 2000). *Phaeocystis sp.* ist dann in der Lage, organische P-Verbindungen als Phosphorquelle zu nutzen. Das Fehlen einer Kontrolle von *Phaeocystis* durch Fressfeinde er-

möglicht im übrigen das Erkennen einer positiven Korrelation zwischen maximalen Zellzahlen und Stickstoffüberschuss.

Phaeocystis sp. ist u.a. verantwortlich für Schaumberge an Stränden, Produktion sowie Abgabe von größeren Mengen der möglicherweise genotoxisch wirksamen Acrylsäure sowie für die Abgabe von klimawirksamen DMS (Dimethylsulfid)(Lancelot et al. 1987).

Heinis et al. (1995) unterscheiden folgende Beziehungen zwischen Stickstoff und dem Auftreten von Algenarten:

- **Keine ausgeprägte Beziehung:** Dazu zählen Algenarten, die zwar durch Eutrophierung im Küstengebiet gefördert wurden, bei denen aber die Rolle des Stickstoff unklar bleibt. *Phaeocystis sp.*, deren Frühjahrsblüte sowohl durch N als auch durch P limitiert wird, ist repräsentativ für diese Gruppe.
- **Algen, die hauptsächlich auf die Stickstoffkomponenten reagieren:** die Phytoplanktonarten, die im Wachstum durch Stickstoff begrenzt werden, werden in ihrer Biomasseentwicklung von steigenden N-Konzentrationen profitieren (bis ein anderes Nährsalz oder Licht limitierend wirken.).
- **Algen mit direkter Beziehung zu Stickstoff:** Alle *Alexandrium*-Arten können ein stickstoffhaltiges Toxin produzieren. Im Experiment konnte gezeigt werden, dass dieses Toxin nur bei P-Limitierung und N-Überschuss gebildet wird. Bei N-Limitierung wird dieses Toxin nicht produziert (Flynn et al., 1994). Bei *Alexandrium tamarense* konnte im Experiment ein 3 – 4 facher Anstieg der Toxinproduktion beobachtet werden. Diese experimentellen Ergebnisse konnten durch Feldbeobachtungen bestätigt werden: *Alexandrium tamarense* wird überwiegend im zentralen geschichteten Nordseebereich (Oysterground) gefunden, wo das Phytoplankton ein N- (oder Licht-) limitiertes Wachstum zeigt. Auch andere Arten, wie *Gymnodinium catenatum* und *Chrysochromulina polylepis* zeigen vergleichbare Ergebnisse.

Trotz dieser Untersuchungsergebnisse ist ein genereller Schluss, dass bei P-Mangel die höchste Toxinproduktion auftritt, nicht universell gültig. Es gibt auch Arten, für die N-Mangel oder P-Mangel zu gleich hoher Toxinproduktion führen (*Prymnesium parvum*, Graneli & Johansson 2001). Diese und andere nicht aufgeführte Untersuchungsergebnisse lassen den Schluss zu, dass das potenzielle Risiko der Bildung von Algentoxinen minimiert ist, solange ein N-limitiertes Wachstum aufrechterhalten werden kann oder ein ausgeglichenes, d.h. natürliches N:P-Verhältnis bei niedrigen Konzentrationen gegeben ist.

Die momentane Entwicklung sinkender Phosphatkonzentrationen und damit ansteigender N:P-Verhältnisse in der Küstenzone sowie im Wattenmeer erhöht die dortige Anfälligkeit für giftige Algenblüten.

2.4 Sauerstoffmangel

In der Deutschen Bucht wurde wiederholt Sauerstoffmangel im Bodenwasser nachgewiesen (Dethlefsen & von Westernhagen 1983, Rachor & Albrecht 1983, Brockmann & Eberlein 1986) (Abb. 2.4.1). Für die Ostsee ist dieser Befund in unterschiedlicher räumlicher Ausdehnung inzwischen jährlich festzustellen (Karlson et al. 2002).

Eine Modellierungsstudie von De Vries et al. (1993) zu Auswirkungen von Nährsalzeinträgen auf die Sauerstoffverhältnisse im zentralen geschichteten Teil der Nordsee (Oysterground) kam zum Ergebnis, dass das Risiko von Sauerstoffmangel bei spezifischen Wetterbedingun-

gen zum großen Teil durch Stickstoff gesteuert wird. Das Modell prophezeit bei Reduktionen der Nährsalzeinträge in der Größenordnung von 50 % eine deutliche Verbesserung der dortigen Sauerstoffverhältnisse.

3. Nährstoffeinträge in die Meeresumwelt

3.1 Nährstoffemissionen aus Punkt- und diffusen Quellen

Die **Stickstoffemissionen** aus Punkt- und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer lagen im Jahr 2000 im deutschen Nordsee- bzw. Ostsee-einzugsgebiet bei 530.770 Tonnen pro Jahr Stickstoff (t/a N) bzw. bei 34.120 t/a N (Abb. 3.1.1, Abb. 3.1.2). Verglichen mit dem Zeitraum 1985 sind die Stickstoffeinträge in die deutschen Nordsee- bzw. Ostseezuflüsse um 344.260 t/a N bzw. 26.180 t/a N zurückgegangen (Behrendt et al. 2003). Damit wurde die Zielsetzung einer Halbierung der Stickstoffeinträge in die Meeresumwelt der Nordsee und Ostsee zwischen 1985 und 2000 nicht erreicht.

Die Verringerung der Stickstoffemissionen in die Oberflächengewässer um ca. 40 % konnte hauptsächlich durch den starken Rückgang der punktuellen Stickstoffemissionen auf Grund von verschärften gesetzlichen Bestimmungen im Rahmen des Wasserhaushaltsgesetzes in der Größenordnung von 70 % erreicht werden. Ihr Anteil in 2000 beträgt nur noch 21 % im Nordsee- und 15 % im Ostsee-einzugsgebiet. Demgegenüber ist für die Stickstoffemissionen aus diffusen Quellen nur eine Verminderung um ca. 15 % im Nordsee- und 35 % im Ostsee-einzugsgebiet zu verzeichnen. Hierbei war im Nordsee-einzugsgebiet der Eintrag über den Grundwasserpfad – der hauptsächlich der Landwirtschaft zuzuordnen ist – mit ca. 50 % im Jahr 2000 der dominierende Eintragspfad.

Die Stickstoffemissionen durch Erosion, Abschwemmungen und atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche der Zuflüsse tragen zu den gesamten Emissionen mit jeweils weniger als 2 % nur in geringerem Maße bei (Abb. 3.1.1 und 3.1.2).

Die **Phosphoremmissionen** aus Punkt- und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer im deutschen Nordsee- bzw. Ostsee-einzugsgebiet betragen im Jahr 2000 27.140 t/a P bzw. 1.370 t/a P. Verglichen mit dem Zeitraum 1985 sind die Phosphoreinträge in die deutschen Nordsee- bzw. Ostseezuflüsse um 50.026 t/a P bzw. 2.700 t/a P zurückgegangen (Behrendt et al. 2003). Damit wurde die Zielsetzung einer Halbierung der Phosphoreinträge in die Meeresumwelt der Nordsee und Ostsee zwischen 1985 und 2000 erreicht.

Die Reduzierung der Phosphoremmissionen in die Oberflächengewässer um ca. 65 % ist ebenfalls vorwiegend auf die erzielte Verminderung der Einträge aus punktuellen Quellen zurückzuführen. Durch Nutzung phosphatfreier Waschmittel und die Phosphatfällung wurden die Einträge über kommunale Kläranlagen um 80-90 % reduziert. Dieser Eintragspfad - heute nur noch 25 % im Nordsee- und 15 % im Ostsee-einzugsgebiet - hat damit den Hauptanteil an der Reduktion. Trotz der enormen Verminderung der punktuellen Phosphoreinträge stellen diese im Nordsee-einzugsgebiet auch 2000 noch den dominierenden, im Ostsee-einzugsgebiet hingegen nur den drittgrößten Eintragspfad dar. Die Phosphoremmissionen aus diffusen Quellen sind im Nordsee- bzw. Ostsee-einzugsgebiet um 15 % bzw. 5 % zurückgegangen; dies ergab sich vor allem aus der Verminderung der Phosphoremmissionen aus dem Abfluss von befestigten Flächen. Bei den Phosphoremmissionen aus diffusen Quellen in 2000 spielen die Einträge über die Erosion mit ca. 24 % im Nordsee-einzugsgebiet die entscheidende Rolle. Im Ostsee-einzugsgebiet machen die Erosion (34 %) und das Grundwasser (22 %) zusammen mehr als 50 % der gesamten Emissionen in 2000 aus (Abb. 3.1.1 und 3.1.2).

Auch in Folge der verminderten Phosphoreinleitungen hat sich das N:P-Verhältnis der Flusseinträge erheblich erhöht. Das Ungleichgewicht dieser Nährstoffelemente wurde dadurch noch verstärkt (Vergleiche Kapitel 2.2).

3.2 Vergleich der Nährstoffemissionen mit den Nährstofffrachten

Beim Vergleich der Nährstoffemissionen im Einzugsgebiet der Nord- und Ostsee mit den Flussfrachten, die in die Nord- bzw. Ostsee gelangen, wird deutlich, dass sich die Reduktionen der Emissionen seit 1985 teilweise in den Flusseinträgen für Phosphor, jedoch kaum für Stickstoff widerspiegeln (Abb. 3.2.1 bis 3.2.6). Ursache dafür dürften neben der hohen Variabilität beim Stickstoff auch die hohen mittleren Aufenthaltszeiten im Grundwasser sein, die beim Rhein 10-20 Jahre und in der Elbe sogar 30 Jahre betragen können (Behrendt, et al. 1999, Wendland & Kunkel, 1999).

Somit werden die großen Flüsse wahrscheinlich erst innerhalb der nächsten Jahre auf die seit 1987 verringerten Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft reagieren. Die Reduktionen der diffusen Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen, die gegenwärtig 85 % der gesamten Stickstoffemissionen ausmachen, werden demzufolge erst zukünftig an den Flussmessstellen nachweisbar werden (Abb. 3.2.1, 3.2.3 und 3.2.5). Im Einzugsgebiet der Ems, das die höchsten spezifischen Stickstoffeinträge über das Grundwasser mit ca. 24 kg/(ha/a) N und einen 90 %igen Anteil der diffusen Quellen an den gesamten Stickstoffeinträgen aufweist, führen die Reduktionen der Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft bereits jetzt zu geringen Frachtverminderungen. In den Ostseezuflüssen mit spezifischen Stickstoffeinträgen über das Grundwasser von < 5 kg/(ha/a) N und mittleren Aufenthaltszeiten von ca. 30 Jahren, kann infolge dieser langen Verweilzeiten im Grundwasser erst ab der zweiten Hälfte dieses Jahrzehntes mit einer geringfügigen Abnahme der Stickstoffeinträge über diesen Eintragspfad gerechnet werden. Es ist aber nicht anzunehmen, dass die bisher ergriffenen Maßnahmen ausreichend sind. Eine kontinuierliche Kontrolle im Rahmen des Monitoring ist erforderlich.

3.3 Vergleich der Nährstofffrachten mit den Nährstoffeinträgen in die Meere

Beim Vergleich der Nährstoffeinträge 1980 - 2000 über die deutschen Nordsee- und Ostseezuflüsse wird in allen Flussgebieten der steuernde Einfluss des Abflusses auf den Stofftransport erkennbar. Phosphor und Stickstoff zeigen ein ausgeprägtes durchflussabhängiges Verhalten. Führt ein erhöhter Durchfluss zur Abnahme der Phosphorkonzentration (Verdünnungseffekt), so verhält sich Stickstoff oft genau umgekehrt. Bei ergiebigen Niederschlägen erfolgt eine erhöhte Auswaschung und Abschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen, die erhöhte Stickstoffeinträge sowie einen deutlichen Anstieg der Stickstoffkonzentrationen und -frachten zur Folge haben. Aus diesem Grund ist die alleinige Betrachtung von Flussfrachten zur Beurteilung von Trends problematisch.

Die Nährstoffeinträge über die Nordseezuflüsse Elbe und Ems, die als Immissionen an der Tide- oder Süßwassergrenze gemessen werden, sind bei Betrachtung von Jahren mit ähnlichen Abflussverhältnissen rückläufig. So wurden über die Elbe 1986 180.000 t Gesamtstickstoff und 12.000 t Gesamtposphor in die Nordsee eingetragen, während die Stickstofffracht auf 110.000 t und die Phosphorfracht auf 4.500 t zum Vergleich im Jahr 2000 zurückgegangen ist (Abb. 3.2.1, 3.2.2). Die Ems zeigt ein ähnliches Bild. So haben sich die Gesamtstickstoffeinträge in die Nordsee von 25.000 t (1988) auf 19.000 t (2000) und die Gesamtposphoreinträge von 1.000 t (1988) auf 550 t (2000) verringert (Abb. 3.2.3, 3.2.4). Damit zeigen sich erste Verbesserungen in der Wasserqualität der Nordseezuflüsse.

Vergleich gegenwärtiger Frachten mit den Zielvorstellungen

Beispielhaft wurden für die Nordseezuflüsse die gegenwärtigen (2000) und die angestrebten reduzierten Frachten gegenübergestellt (Tab. 3.3.1). Für die Ostseezuflüsse liegen zur Zeit die erforderlichen Daten nicht vollständig vor. Die Konzentrationen für die kurzfristigen Ziele betragen einheitlich für alle Flüsse 3 mg/L Gesamtstickstoff (TN), bzw. 0,10 mg/L Gesamtphosphor (TP). Mittelfristig wurden 1 mg/L Gesamtstickstoff oder 0,05 mg/L Gesamtphosphor angenommen. Die Referenzwerte und die daraus abgeleiteten langfristigen guten Zustände (Schwellenwerte) entsprechen den Daten in Tab. 4.1.2.

Tab. 3.3.1 Mittlere gegenwärtige und reduzierte Frachten (kt/y)

Q km ³ /y	Elbe	Weser	Ems	Rhein #
Mittlerer Abfluß 1977-2003**	22,7 +/-64%	10,4 +/-77%	3,8 +/-87%	69 (Lob.) +/-56%
2000	24,7	9,6	2,9	69 (94)
TN kt/y				
2000	110	57	19	234 (320)
Kurzfristig	68	31	11,4	207
Mittelfristig	23	10,4	3,8	69
Langfristig (guter Zustand)	10,4	4,0	1,4	20
Referenzwert*	7	2,6	0,9	14
TP kt/y	Elbe	Weser	Ems	Rhein #
2000	4,6	2,3	0,55	11,5 (15,7)
Kurzfristig	2,3	1,04	0,38	6,9
Mittelfristig	1,1	0,52	0,19	3,5
Langfristig (guter Zustand)	0,32	0,28	0,14	0,8
Referenzwert*	0,20	0,19	0,10	0,6

* Natürliche Hintergrundwerte ** Mittelwerte und Standardabweichungen (%)

Rhein bei Lobith oder an der Mündung ()

Für die gegenwärtigen Frachten und Konzentrationen wurden die Abflüsse (Q) von 2000 berücksichtigt, für die Zielvorstellungen die mittleren Abflüsse (1977-2003), für den Rhein bei Lobith.

1988 wurden über die deutschen Ostseezuflüsse 20.447 t Gesamtstickstoff und 1.108 t Gesamtphosphor in die Ostsee eingetragen. Im Vergleich zum Jahr 1998 ist die Phosphorfracht auf 707 t zurückgegangen, die Stickstofffracht jedoch auf 28.967 t angestiegen. Ein Vergleich der Konzentrationen für die Jahre 1988 und 1999, die ähnliche Abflussbedingungen aufweisen, zeigt, dass für Phosphor seit Mitte der 1990er Jahre die mittleren Konzentrationen von 0,22 mg Gesamtphosphor/L (1988) auf 0,15 mg Gesamtphosphor/L (1999) zurückgegangen sind (Abb. 3.3.1). Für Stickstoff ist demgegenüber weder in der Fracht noch in der Konzentration ein abnehmender Trend ersichtlich.

3.4 Nährstoffkonzentrationen in den deutschen Nord- und Ostseezuflüssen und in der Deutschen Bucht

Seit Mitte der 1990er Jahre sanken in der Elbe die mittleren Konzentrationen von 0,31 mg Gesamtphosphor/L (1988) auf 0,23 mg/L Gesamtphosphor (Abb. 3.4.1). In der Ems pendelt sich seit 1990 ein Wert bei ca. 0,15 mg/L Gesamtphosphor (1988) ein (Abb. 3.4.2). Ähnliche Entwicklungen wurden auch für die Konzentrationen in Weser und Eider (Rückgang auf 0,2 mg/L) und den Ostseezuflüssen (0,15 mg/L) festgestellt.

Für Stickstoff schwanken die Konzentrationen seit Mitte der 1990er Jahre um ein Niveau von ca. 5 mg Gesamtstickstoff/L, für die Nordseezuflüsse zwischen 3 und 7 mg/L und für die Ostseezuflüsse zwischen 2 und 6 mg/L. Während für Ammonium ein deutlicher Rückgang der Konzentrationen zu verzeichnen ist, kann für die Nitratkonzentrationen nur eine geringfügige Verringerung festgestellt werden. Die Werte der Güteklasse II (LAWA, 1998) wurden im Jahr 2004 für Ammonium ($\leq 0,3$ mg/L) an 63 % von 150 LAWA-Messstellen erreicht, für Nitrat ($\leq 2,5$ mg/L) nur an 13 % von 149 LAWA-Messstellen. Entsprechend wurden die Werte der Güteklasse II für Gesamtstickstoff (≤ 3 mg/L) nur an 12 % der 137 LAWA-Messstellen erreicht, während für Gesamtphosphor die Güteklasse II ($\leq 0,15$ mg/L) an 27 % von 150 LAWA-Messstellen erreicht wurde.

Ein Rückgang der Nährstoffkonzentrationen lässt sich aufgrund der Steigungen in Mischdiagrammen signifikant nur für die Übergangsgewässer (Ästuar) von Elbe und Weser feststellen, nicht aber für die Ems (Abb. 3.4.3). Ein Rückgang der winterlichen Nitratkonzentrationen bei einem Salzgehalt von 30 wird seit 1978 von ca. 55 auf 45 μ M festgestellt (Van Beusekom et al. 2005).

Hervorzuheben ist gegenüber erheblichen grenzüberschreitenden Ein- und Austrägen (s. Kapitel 5), dass die Konzentrationsgradienten im zentralen und inneren Teil der Deutschen Bucht (Salzgehalt $< 34,5$, bzw. < 32 , s. Abb. 3.4.5) und damit auch im Geltungsbereich der WRRL eindeutig von den Flusseinträgen geprägt werden (Abb. 3.4.4.). Dies wird auch von den Salzgradienten und den Mischdiagrammen verdeutlicht (Abb. 3.4.5, 3.4.6).

4. Ökologische Ziele zur Verminderung der Eutrophierung deutscher Küstengewässer

4.1 Ökologische Ziele für Nährstoffe

Im Rahmen des internationalen Schutzes der Nordsee werden seit langem auch Ziele zur Bekämpfung der Eutrophierung formuliert. Begonnen hat dies mit dem Beschluss der 2. und 3. Internationalen Nordseeschutzkonferenz, die Nährstoffeinträge im Zeitraum von 1985 – 1995 in der Größenordnung von 50 % zu reduzieren. Aufgrund der ungleichen Reduktionserfolge in der Vergangenheit (s.a. Kapitel 3) weicht das Stickstoff/Phosphor-Verhältnis inzwischen erheblich vom natürlichen Verhältnis ab. Die ökologischen Folgen werden in Kapitel 2 beschrieben. Klares Umweltziel ist, dass besonders die Reduzierung der Stickstoffeinträge weiter voranzutreiben ist, um auf natürliche N/P-Verhältnisse und niedrige Konzentrationen hinzusteuern.

Eine direkte „Übersetzung“ des Beschlusses zur 50 % Reduktion der Stickstoffeinträge in die Meeresumwelt in dafür notwendige Stickstoffkonzentrationen in unseren Fließgewässern würde dort eine Halbierung heutiger Gehalte nach sich ziehen. Daraus würde sich dann rechnerisch ein Stickstoff Qualitätsziel in Höhe von höchstens 3 mg/L Gesamt-N ableiten.

Leitet man allerdings die anzustrebenden Konzentrationen für N und P aus den von Behrendt ermittelten Hintergrundwerten ab, so ergeben sich deutlich niedrigere Zielwerte (s.a. Tab. 4.1.2 & 4.1.3) (Behrendt et al. 2003 u. pers. Mitt.).

Bereits 1998 wurde im Rahmen der auch für den Nordseeschutz zuständigen OSPAR Konvention eine Strategie zur Bekämpfung der Eutrophierung verabschiedet, die sich in der Umsetzung befindet (EUC, 2005). Übergeordnetes Ziel ist, dass ab spätestens 2010 im Kon-

ventionsgebiet keine anthropogen induzierte Eutrophierung einschließlich ihrer möglichen Folgen mehr auftritt. Dieses Ziel wurde auch von der trilateralen Kooperation zum Schutze des Wattenmeeres übernommen. Die im Jahre 2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verlangt bis zum Jahr 2015 das Erreichen und Beibehalten des guten Gewässerzustandes. Maßgebliche Bewertungskomponenten für Küstengewässer sind die biologischen Qualitätselemente Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos, die alle auch und besonders von Eutrophierung in ihrer Artenzusammensetzung, aber auch Dichte und Biomasse gesteuert werden.

Nach Fertigstellung der Bewertungsverfahren im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung gemäß WRRL Art. 13 existieren dann verbindliche Ziele für die bereits aufgelisteten biologischen Qualitätselemente. Diese Ziele beinhalten dann auch weitergehende Anforderungen hinsichtlich Nährsalzkonzentrationen und -einträgen als bisher dargelegt.

Heinis et al. (1995) haben als Hintergrund für Diskussionen zu vom Meeresschutz induzierten Stickstoff-, „Qualitätszielen“ für den Rhein im Rahmen der Rheinschutzkommission schon 1995 einen vergleichbaren Ansatz zur Ableitung von möglichen „Qualitätszielen“ hinsichtlich Stickstoff im Rhein aus Sicht des Meeresschutzes gewählt. Je nach Zielsetzung (s. Tab. 4.1.1) schwankten die abgeleiteten Vorschläge für das entsprechende Stickstoff Qualitätsziel zwischen 0,6 und 3,0 mg Gesamt-N/L. Aus unserer Sicht wird deutlich, dass das aus dem 50 % Reduktionsbeschluss der Nordseeschutzkonferenzen abgeleitete Bewirtschaftungsziel für Stickstoff in Fließgewässern in der Größenordnung von 3,0 mg/L Gesamt-N im Rahmen der Umsetzung der bereits erwähnten nationalen wie internationalen Bemühungen zur Bekämpfung der Eutrophierung nur als kurzfristige Mindestanforderung (vorläufige maximal tolerable Obergrenze) gelten kann, dass mittelfristig Konzentrationen von höchstens 1 mg/L Gesamtstickstoff anzustreben sind, soweit der jeweilige natürliche Hintergrundwert diese Konzentration nicht überschreitet.

Tab. 4.1.1: Ursprünglich abgeleitete Qualitätsziele für Gesamt-Stickstoff (mg/L) im Rhein für verschiedene ökologische Ziele des Meeresschutzes für die niederländische Küste (aus: Heinis et al., 1995)

	Ökologisches Ziel	Küstenbereich (mg/L)	Rhein (mg/L)	Literaturquelle
1	Natürliche Konzentration	0,34	0,6	Laane, 1992; Peeters et al., 1993
2	50%ige Reduzierung der Phytoplankton Biomasse im Frühjahr	0,6	1,8	Peeters et al., 1993
3	Jährliche Reduzierung der Phytoplankton Biomasse um 25 %	---	3,0	De Vries et al., 1993
4	Keine Sauerstoffzehrung in geschichteten Gebieten	---	3,0	De Vries et al., 1993
5	Maximale Biomasse von <i>Phaeocystis</i> geringer als 5 µg Chlorophyll/l	---	1,8	De Vries et al., 1993
6	Toxische Algen ≤ natürlichem Vorkommen	Verhältnis N: P < 7 g/g	---	Flynn et al., 1994
7	Stickstoff-Limitierung in der Nordsee	Verhältnis N: P < 7 g/g	1,8	Heinis et al, 1995

Im Rahmen des internationalen Schutzes der Ostsee durch HELCOM sind die Ziele der Internationalen Nordseeschutzkonferenzen nahezu gleichlautend übernommen worden, die der WRRL gelten selbstverständlich auch.

4.1.1 Referenzbedingungen für Nährstoffe

Gemäß WRRL sind zunächst typspezifische Referenzbedingungen zu definieren, die Grundlage für die Ableitung von Schwellenwerten 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 (WRRL 2000, L 327/48-49). 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. 2003) ermittelt, in dem auch die Retention in den Flüssen berücksichtigt wurde. Die Retention (einschließlich der Denitrifizierung) in den Ästuaren blieb angesichts der unbekanntenen historischen Verweilzeiten unberücksichtigt. Die wahren natürlichen Hintergrundwerte könnten also unter den hier mitgeteilten Konzentrationen liegen (Tab. 4.1.2 & 4.1.3; s. auch Ergebnisbericht der UAG Physikalisch-Chemische Messgrößen). Atmosphärische Stickstoffeinträge wurden mit jährlich 1 kg/ha angenommen (Nixon, 1997).

Diese Referenzwerte wurden flächenspezifisch umgerechnet und gegen rezente Frischwasser-einträge aufgetragen, um die Konsistenz der für die einzelnen Flüsse individuell je nach Bodentyp berechneten Werte zu prüfen und um Vergleiche mit Referenzwerten aus unbelasteten Gebieten durchführen zu können (Abb. 4.1.1 & 4.1.2). Es zeigt sich, dass die Werte konsistent sind und dass sie in der gleichen Größenordnung liegen wie die Werte aus weitgehend unbelasteten Gebieten. Besonders für die Ostsee ist der Vergleich mit den nord-schwedischen und nordfinnischen Zuflüssen angebracht (Humborg et al. 2003, 2004), deren rezente Konzentrationen teilweise unter denen des Küstenwassers liegen. Die Stickstoff-einträge liegen deutlich über den berechneten natürlichen Hintergrundwerten. Dies ist als Folge der hohen atmosphärischen Stickstoffeinträge zu interpretieren. Diese Werte liegen auch deutlich über früher mitgeteilten Werten aus wenig belasteten Flüssen. Hieraus ist abzuleiten, dass die modellierten Daten rezenten Befunden gering oder unverschmutzter Flüsse entsprechen.

Die Festlegung einer akzeptablen Abweichung $\leq 50\%$ von den Referenzwerten – als Definition des guten Zustands bei der WRRL - entspricht dem bisherigen OSPAR-Ansatz zur Eutrophierungsbewertung und wird in den Kapiteln 4 und 5 diskutiert.

Tab. 4.1.2: Referenzwerte und deren Überschreitung um 50 % für Nährstoffe in den einleitenden Flüssen an der deutschen Nordseeküste

Die Werte wurden mit dem Modell MONERIS für die angegebenen Frischwasserabflüsse (Q) berechnet (Behrendt et al. 2003 u. pers. Mitt.).

Einleiter	Q	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP
				50%	50%					50%	50%	50%	50%
	m ³ /sec	µM	µM	µM	µM	mg/L	mg/L	Kt/y	kt/y	mg/L	mg/L	kt/y	kt/y
Elbe	720	22	0.3	33	0.45	0.31	0.009	7	0.21	0.462	0.014	10.5	0.32
Weser	330	18	0.57	27	0.86	0.25	0.018	2.6	0.18	0.378	0.027	3.9	0.28
Ems	120	17	0.8	25.5	1.2	0.24	0.025	0.9	0.09	0.357	0.037	1.4	0.14
Rhein	2200	14	0.25	21	0.38	0.2	0.008	13.6	0.54	0.294	0.012	20.4	0.81
Eider	21.7	19	0.75	28.5	1.13	0.27	0.023	0.2	0.02	0.399	0.035	0.3	0.02
Soholmer Au	4.9	19	1.02	28.5	1.53	0.27	0.032	0	0	0.399	0.047	0.1	0.01
Einleiter LS	30.2	15	0.42	22.5	0.63	0.21	0.013	0.2	0.01	0.315	0.02	0.3	0.02
Einleiter SH	21.8	21	0.54	31.5	0.81	0.29	0.017	0.2	0.01	0.441	0.025	0.3	0.02

Tab. 4.1.3: Referenzwerte und deren Überschreitung um 50 % für Nährstoffe in den einleitenden Flüssen an der deutschen Ostseeküste

Die Werte wurden mit dem Modell MONERIS für die angegebenen Frischwasserabflüsse (Q) berechnet (Behrendt et al. 2003 u. pers. Mitt.).

Einleiter	Q	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP
				50%	50%					50%	50%	50%	50%
	m ³ /s	µM	µM	µM	µM	mg/L	mg/L	t/y	t/y	mg/L	mg/L	t/y	t/y
Schwentine	7	12	0.45	18	0.68	0.168	0.014	1.2	0.1	0.252	0.021	1.76	0.15
Trave	16	13	0.56	19.5	0.84	0.182	0.017	2.9	0.28	0.273	0.026	4.37	0.42
Stepenitz	5	10	0.5	15	0.75	0.14	0.016	0.7	0.08	0.210	0.023	1.05	0.12
Wallensteingraben	1	7	0.37	10.5	0.56	0.098	0.011	0.1	0.01	0.147	0.017	0.15	0.02
Warnow	17	9	0.34	13.5	0.51	0.126	0.011	2.1	0.18	0.189	0.016	3.21	0.27
Barthe	2	8	0.39	12	0.59	0.112	0.012	0.2	0.02	0.168	0.018	0.34	0.04
Recknitz	4	11	0.5	16.5	0.75	0.154	0.016	0.6	0.06	0.231	0.023	0.92	0.09
Ryck	1	7	0.49	10.5	0.74	0.098	0.015	0.1	0.02	0.147	0.023	0.15	0.02
Peene	21	5	0.71	7.5	1.07	0.07	0.022	1.5	0.46	0.105	0.033	2.21	0.69
Uecker	7	5	0.54	7.5	0.81	0.07	0.017	0.5	0.12	0.105	0.025	0.74	0.18
Zarow	2	5	0.57	7.5	0.86	0.07	0.018	0.1	0.04	0.105	0.027	0.21	0.05
Oder	554	10	0.3	15	0.45	0.14	0.009	77.6	5.15	0.210	0.014	116.3	7.73
Wisla	1110	12	0.42	18	0.63	0.168	0.013	187	14.5	0.252	0.020	279.7	21.7
Kl. Einleiter SH	24	11	0.35	16.5	0.53	0.154	0.011	3.7	0.26	0.231	0.016	5.54	0.39
Kl. Einleiter MV	10	9	0.37	13.5	0.56	0.126	0.011	1.3	0.11	0.189	0.017	1.89	0.17
Kl. Einl. Zentr. Ostsee	16	9	0.28	13.5	0.42	0.126	0.009	2	0.14	0.189	0.013	3.02	0.21

Für die Küstengewässer und die offene See wurden Referenzwerte aus der Literatur übernommen (Van Raaphorst et al. 2000, Zevenboom 1994). Diese Werte wurden analog zu Mischdiagrammen zusammengeführt, um Referenzwerte für alle Salzgehalte zu bekommen (Abb. 4.1.3). Für die Übergangsgewässer wurden aufgrund der dominanten Vermischung lineare Verhältnisse angenommen. Für den Übergang in die Küstengewässer und die offene See wurde eine hyperbolische Kurvenanpassung gewählt, um eine Annäherung an eine de-

finierte Endkonzentration zu erreichen wie es der offenen See mit ihrem unendlichen Verdünnungspotential entspricht. Außerdem wären sonst bei entsprechenden Schwellenwerten unverhältnismäßige Konzentrationen und Einleitungen (Ferntransporte) möglich gewesen.

Die Referenz- und Orientierungswerte für die einzelnen Typengruppen (nach der WRRL) für Nord- und Ostsee wurden in den Tabellen 4.1.4 – 4.1.7 zusammengefasst.

Tab. 4.1.4: Referenz- und Orientierungsmittelwerte für Nährstoffe [μM] in den Übergangs- und Küstengewässertypen der Nordsee (Brockmann et al. 2005).

Gewässertyp	Salinität Ø	Referenzwert					Orientierungswert (1,5 Ref.)				
		TN [Jahr]	DIN [Winter]	NO ₃ [Winter]	TP [Jahr]	PO ₄ [Winter]	TN [Jahr]	DIN [Winter]	NO ₃ [Winter]	TP [Jahr]	PO ₄ [Winter]
N1	29,6 – 31,5	12	9	7,4	0,7	0,25	18	14	11	1,1	0,4
N2	29,0 – 29,7	12	9	7,5	0,7	0,25	18	14	11	1,1	0,4
N3	23,4 – 30,5	14	11	8,7	0,7	0,25	21	17	13	1,1	0,4
N4	16,4 – 27,1	16	13	10,2	0,7	0,26	24	20	15	1,1	0,4
N5	32,0	11	9	7,0	0,7	0,25	17	14	11	1,1	0,4
T1, T2	3,6 – 23,4	21-13	17-10	13-8	0,8-0,4	0,27-0,13	32-20	26-15	20-12	1,2-0,6	0,4-0,2
Deutsche Bucht (küstennah)	29,8 – 31,5	12	9	6,7	0,7	0,25	18	14	10	1,1	0,4

Für die einzelnen Typengruppen, die nach der WRRL von den Ländern definiert wurden, sind die mittleren natürlichen Hintergrundkonzentrationen (Referenzwerte) und die Orientierungswerte (Referenz + 50 % nach gegenwärtigem OSPAR-Ansatz) aufgeführt, für TN und TP als Ganzjahresmittelwerte, für die Nährsalze als Mittelwerte für den Winter (IX-II).

Tab. 4.1.5: Referenz- und Orientierungsmittelwerte für Nährstoffe [mg/L] in den Übergangs- und Küstengewässertypen der Nordsee (Brockmann et al. 2005)

Gewässertyp	Salinität Ø	Referenzwert					Orientierungswert (1,5 Ref.)				
		TN [Jahr]	DIN [Winter]	NO ₃ [Winter]	TP [Jahr]	PO ₄ [Winter]	TN [Jahr]	DIN [Winter]	NO ₃ [Winter]	TP [Jahr]	PO ₄ [Winter]
N1	29,6 – 31,5	0,17	0,13	0,10	0,02	0,008	0,27	0,20	0,14	0,034	0,012
N2	29,0 – 29,7	0,17	0,13	0,10	0,02	0,008	0,27	0,20	0,15	0,034	0,012
N3	23,4 – 30,5	0,20	0,15	0,12	0,02	0,008	0,30	0,24	0,18	0,034	0,012
N4	16,4 – 27,1	0,22	0,18	0,14	0,02	0,008	0,36	0,28	0,21	0,034	0,012
N5	32,0	0,15	0,13	0,10	0,02	0,008	0,24	0,20	0,15	0,034	0,012
T1, T2	3,6 – 23,4	0,30-0,18	0,24-0,14	0,18-0,10	0,025-0,01	0,008-0,004	0,5-0,3	0,4-0,2	0,28-0,17	0,034-0,016	0,012-0,006
Deutsche Bucht (küstennah)	29,8 – 31,5	0,17	0,13	0,90	0,02	0,008	0,25	0,20	0,14	0,035	0,012

Der jeweils gültige Bezugszeitraum der Werte ist angegeben, Winter: Nov.- Febr.

Tab. 4.1.6: Referenz- und Orientierungsmittelwerte für Nährstoffe [μM] in den Küstengewässertypen der Ostsee (Brockmann et al. 2005)

Gewässertyp	Salinität Ø	Referenzwert					Orientierungswert (1,5 Ref.)				
		TN [Jahr]	DIN [Winter]	NO ₃ [Winter]	TP [Jahr]	PO ₄ [Winter]	TN [Jahr]	DIN [Winter]	NO ₃ [Winter]	TP [Jahr]	PO ₄ [Winter]
B1	1,8-3,5	10	7	5	0,5-0,3	0,22-0,13	15	10,5	7,5	0,8-0,5	0,3-0,2
B2	5-18	13-8	8-6	5-3	0,6-0,3	0,26-0,14	20-12	12-9	7,5-4,5	0,9-0,5	0,4-0,2
B3	6,5-15	12-9	7	5	0,6-0,4	0,25-0,17	18-14	10,5	7,5	0,9-0,6	0,40-0,25
B4	10,5-20	10	7	5	0,6-0,5	0,24-0,18	15	10,5	7,5	0,9-0,8	0,36-0,27
Arkonasee	7-9	10	2,5-2,0	2,5-2,0	0,45	0,30-0,25	15	3,8-3,0	3,8-3,0	0,70	0,45-0,38

Der jeweils gültige Bezugszeitraum der Werte ist angegeben, Winter: Nov.- Febr.

Tab. 4.1.7: Referenz- und Orientierungsmittelwerte für Nährstoffe [mg/L] in den Küstengewässertypen der Ostsee (Brockmann et al. 2005)

Gewässertyp	Salinität Ø	Referenzwert					Orientierungswert (1,5 Ref.)				
		TN [Jahr]	DIN [Winter]	NO ₃ [Winter]	TP [Jahr]	PO ₄ [Winter]	TN [Jahr]	DIN [Winter]	NO ₃ [Winter]	TP [Jahr]	PO ₄ [Winter]
B1	1,8-3,5	0,14	0,10	0,07	0,016-0,009	0,007-0,004	0,21	0,15	0,11	0,025-0,016	0,009-0,006
B2	5-18	0,18-0,11	0,11-0,08	0,07-0,04	0,019-0,009	0,008-0,004	0,28-0,17	0,17-0,13	0,11-0,06	0,028-0,016	0,012-0,006
B3	6,5-15	0,17-0,13	0,10	0,07	0,019-0,012	0,008-0,005	0,25-0,20	0,15	0,11	0,028-0,019	0,012-0,008
B4	10,5-20	0,14	0,10	0,07	0,019-0,016	0,007-0,006	0,21	0,15	0,11	0,028-0,025	0,0118-0,008
Arkonasee	7-9	0,14	0,035-0,030	0,035-0,030	0,014	0,009-0,008	0,21	0,05-0,04	0,05-0,04	0,022	0,014-0,012

Die Referenzwerte für TN haben sich international unter anderem im Rahmen der Interkalibrierung gemäß WRRL bewährt, da aus ihnen abgeleitete Chlorophyllwerte auch den natürlichen Hintergrundkonzentrationen in angrenzenden Gewässern entsprachen. Lediglich mit den Niederlanden gibt es noch Abstimmungsprobleme. Auch erste Ansätze zur Berechnung von historischen Sichttiefen aus TN zeigen beispielsweise für die daraus abgeleitete Verbreitung rezenter Makrophyten an der deutschen Nordseeküste eine grobe Übereinstimmung mit vorliegenden Monitoringdaten.

4.2 Szenariorechnungen zur erforderlichen Reduktion der Nährstoffeinträge zwecks Verminderung der Eutrophierung in deutschen Küstengewässern

Für eine harmonisierte Durchführung von Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge wäre eine Abschätzung der Auswirkungen auf das Ökosystem Nordsee (z.B. Rückgang der Nährstoff- und Chlorophyllkonzentrationen) hilfreich, um Kosten/Nutzen-Analysen vornehmen zu können. Im Rahmen eines ASMO Workshops wurden 1996 Reduktionsszenarien erstmals im Vergleich unterschiedlicher Ökosystem-Modelle durchgerechnet (OSPAR 1998). Die Reduktion von Nährstoffeinträgen um 50 % führte in den Modellen zu unterschiedlichen Verminderungen für abiotische (z.B. Winterkonzentrationen der Nährstoffe) und biotische Parameter (z.B. Phytoplanktonbestand, Nettoprimärproduktion) (Tab. 4.2.1).

Der von OSPAR initiierte Versuch, ein harmonisiertes Modellierungsinstrumentarium auf OSPAR und EU Ebene entwickeln zu lassen, ist in der Vergangenheit aufgrund mangelnder Finanzierung gescheitert. Deshalb treibt das OSPAR Eutrophierungskomitee entsprechende Arbeiten mit vorhandenen regionalen Modellen voran.

Im Rahmen der von OSPAR in diesem Zusammenhang kürzlich durchgeführten Vergleichsrechnungen zu den Auswirkungen verminderter Einträge mit unterschiedlichen Modellen, die im September 2005 an der Universität Hamburg präsentiert wurden, zeigten sich die gleichen Unterschiede in den Verminderungen. Allerdings ergaben die Modelle unterschiedliche Ergebnisse auf Grund unterschiedlicher Antriebe und Grenzbedingungen, ähnlich wie beim ASMO-Workshop 1996. Für derartige Vergleichsrechnungen sind die Eingabe gleicher Randbedingungen und die Rechnung mit gleichem Gleichgewichtszustand der Modelle in Bezug auf die Reduzierung der Nährstoffeinträge erforderlich.

Die gleiche Sensitivität bezüglich der verwendeten Randbedingungen und der Qualität der Antriebsdaten weisen auch die den Ökosystem-Modellen zugrunde liegenden Hydrodynamischen Modelle auf. Werden in den Modellen abweichende Randbedingungen und Antriebsdaten verwendet, so weisen die Vergleichsrechnungen erhebliche Unterschiede auf (Smith et al. 1996). Laufen die Modelle allerdings mit vergleichbaren Randbedingungen und Antriebsdaten, so gleichen sich die Ergebnisse der Modellsimulationen deutlich an. Dies bedingt allerdings einen erheblichen Aufwand und konnte bisher nur innerhalb des 6 Jahre geförderten EU-Projektes NOMADS geleistet werden (Delhez et al. 2004). Für die Ökosystem-Modelle müssen darüber hinaus noch biogeochemische Abläufe berücksichtigt werden, z.B. unter Einbeziehung komplexer Benthos-Modelle, um die Pufferkapazität der Sedimente besser einbeziehen zu können.

Tab. 4.2.1: Übersicht der Modellergebnisse für eine 50 % Reduktion von DIN und DIP Nährstofffrachten der Flüsse (wie auf ASMO Workshop (OSPAR, 1996) präsentiert)

Model / Area	DIN Winter Konz.	DIP Winter Konz	Netto Primärproduktion	Mittlere Chl-a Sommer Konz. (März-Sept.)	Diatom/Nicht-Diatom Ratio
Deutsche Bucht					
ERSEM	-36 %	-34 %	-27 %	-13 %	+17 %
NORWECOM	-11 %	-8 %	-16 %	-18 %	+29 %
CSM-NZB	-34 %	-20 %	-22 %	-27 %	+29 %
NL Küstenwasser					
ERSEM	-34 %	-29 %	-23 %	-11 %	+ 1 %
NORWECOM	-20 %	-12 %	-17 %	-17 %	+ 31 %
MIRO	-45 %	-47 %	-39 %	-59 %	-
CSM-NZB	-30 %	-21 %	-15 %	-26 %	+6 %

Im EUROCAT Projekt wurden für die Elbe alleine, und im Vergleich dazu für alle Nordseezuflüsse, verschiedene Reduktionsszenarien berechnet (Tab. 4.2.2) (Hofmann et al. 2005, Windhorst et al. 2005). Auch dafür zeigen die Ergebnisse für die winterlichen Nährsalze Verminderungen in der Größenordnung von bis nahezu 30 % in Bezug auf die verminderten Einleitungen. Die berechneten Effekte für die Primärproduktion und Algenzusammensetzung nehmen mit zunehmender Eintragsverminderung stetig zu.

Generell ergeben die Modellrechnungen, dass Verminderungen von Nährstoffeinträgen keinen 1:1-Effekt in der Meeresumwelt haben, d.h., dass die Phytoplanktonbestände nicht im gleichen Umfang zurückgehen wie die eingeleiteten Nährstoffe. Dies liegt an der Pufferkapazität der offenen Küstengewässer, in denen seit langer Zeit Nährstoffe in den Sedimenten ab-

gelagert wurden, die z. T. wieder remobilisiert werden, wie auch saisonale Untersuchungen belegen (u.a. Dick et al. 1999).

Tab. 4.2.2: Ergebnisse der in EUROCAT definierten Reduktionszenarien, gerechnet mit dem Ökosystem Model ERSEM (Für jede Reduktionsstufe sind die Ergebnisse für die Reduktion der Elbe allein (Elbe-Red.) im Vergleich zur gleichen Reduktion aller in die Nordsee mündenden Flüsse (NS-Red.) dargestellt)

Elbe Box	20 % Elbe-Red.	20 % NS-Red.	30 % Elbe-Red.	30 % NS-Red.	40 % Elbe-Red.	40 % NS-Red.
Mittlere Winter DIN Konz.	-5.6 %	-13.8 %	-10.7 %	-20.6 %	-11.5 %	-27.6 %
Mittlere Winter DIP Konz.	-5.8 %	-11.8 %	-5.8 %	-17.4 %	-11.8 %	-23.5 %
Netto Primärproduktion	-2.6 %	-7.9 %	-3.8 %	-12.4 %	-4.8 %	-16.9 %
Diatomeen/Nicht-Diatomeen Verh.	0. %	5.4 %	2.7 %	13.5 %	2.7 %	18.9 %

4.3. Ökologische Ziele für Eutrophierungsprozesse

Die ökologischen Zielsetzungen für unsere Übergangs- und Küstengewässer hinsichtlich Eutrophierung werden vorzugsweise über die Effekte definiert. Da es zwischen den Konzentrationen von TN und anderen Eutrophierungsparametern kausale Zusammenhänge gibt, die sich zum Teil durch rezente signifikante Korrelationen bestätigen lassen, können aus diesen Zusammenhängen Referenzbedingungen abgeleitet werden, unter der Annahme, dass die heutigen Relationen damals auch gegeben waren. Dies ist sicherlich für einige Beziehungen, wie z.B. TN-DIN nicht der Fall, doch solange keine anderen Verfahren zur Verfügung stehen, sollten diese kausal quantitativen Beziehungen angewendet werden, um in nachvollziehbarer Weise pragmatische Bewertungen durchführen zu können. TN als Bezugsparameter wird gegenüber TP der Vorzug gegeben, da TP auch eine anorganische partikuläre Fraktion enthält, deren Konzentration besonders in den flachen Küstengewässern von schnell wechselnden hydrodynamischen Faktoren (Tiden, Windinduktion) bestimmt wird und da Stickstoff ohnehin der limitierende Nährstoff in Küstengewässern ist (s. auch Kapitel 3).

4.3.1 Referenzbedingungen für Chlorophyll

Die ökologische Bewertung gemäß WRRL ist auf die biologischen Qualitätskomponenten fokussiert. Da historische Chlorophyllwerte nicht bekannt sind, ist diese Komponente allerdings nicht geeignet, direkt Qualitätsziele zu definieren. Diese lassen sich aber aus TN-Konzentrationen ableiten, denn rezente logarithmische und lineare Korrelationen zwischen TN und Chlorophyll wurden für viele Gebiete nachgewiesen (Abb. 2.1.1) (Nielsen et al. 2002 b, Tett et al. 2003, Smith, 2006).

Geeignete Indikatoren für die Ableitung von Referenz- und Schwellenwerten sind die Sauerstoffkonzentrationen im Bodenwasser und die Sichttiefe, aus der sich die Verbreitung von Makrophyten bestimmen lässt (Topcu et al. 2007, Nielsen et al. 2002b).

4.3.2 Referenzbedingungen und Schwellenwerten für Sauerstoff

Unter der einfachen Annahme stationärer Bedingungen, wurden für angenommene Sauerstoffdefizite im Bodenwasser geschichteter Gebiete äquivalente Konzentrationen von TN berechnet (Tab. 4.3.1, Zeilen 5 & 6). Hierbei wurden Redfield-Relationen zu Grunde gelegt

und angenommen, dass in der Deutschen Bucht nur 40 % der organischen Kohlenstoffverbindungen kurzfristig abgebaut werden. Hierauf deuten entsprechende Korrelationen zwischen partikulärem organischen Kohlenstoff und der Sauerstoffzehrung hin. Damit kann auch umgekehrt aus TN – Konzentrationen der potenzielle Sauerstoffbedarf berechnet werden ($\text{mg O}_2/\text{L} = 0.28 \mu\text{M TN} * 0.4$).

Dieser Bedarf wird von der Sättigungskonzentration, z.B. bei 10° C, Salzgehalt 34, von 9,1 mg/L Sauerstoff abgezogen. Aus der Differenz wird die entsprechende Konzentration von TN abgeleitet. Die jeweilige Sättigung wird nach Benson & Krause (1984) berechnet.

Die natürlichen Hintergrundkonzentrationen von 11,1 μM TN für die offene Nordsee entsprechen einem potenziellen Verbrauch von 1,2 mg/L Sauerstoff. Daraus ergibt sich eine verbleibende Konzentration von 7,9 mg/L, die bei 10 °C und einem Salzgehalt von 34 einer Sättigung von 87 % entspricht.

Aus der Literatur (u.a. Diaz & Rosenberg, 1995, Gray et al. 2002) wurden Werte für die Sauerstoffsättigung zusammengetragen, bei denen ökologische Effekte beobachtet wurden (Tab. 4.3.1, Zeile 7). 80 % werden als Mindestbedarf für die Kultivierung von Fischen angesehen. Entsprechend dem Vorsorgeprinzip und unter Berücksichtigung der Möglichkeit, dass das Bodenwasser wärmer als 10° C sein kann, sollten Sättigungskonzentrationen unter 80 % nicht mehr als gut, sondern bereits als „mäßig“ bewertet werden. Es wird daher ein Schwellenwert von 85 % zwischen „gut“ und „mäßig“ angenommen. Die Sättigungskonzentration von 85 % entspricht einem Schwellenwert von 15 % über den natürlichen Hintergrundkonzentrationen von 12,8 μM TN. Dieser Sättigungswert liegt deutlich über 80 %, der als Minimum für die Fischkultivierung angesehen wird.

Da bei 60 – 70 % Sättigung Effekte wie eine Zunahme des Oberflächen/Volumen-Verhältnisses bei Seegurken auftreten, sollten Werte unter 70 % als "unbefriedigend" definiert werden. Das Absterben von Organismen wurde ab 50 % Sättigung beobachtet, ein Wert, der mindestens als "unbefriedigend" zu definieren ist. Um 33 % Sättigung wurden zahlreiche tote Organismen in der Deutschen Bucht nachgewiesen (Rachor, 1983, Bauerfeind et al. 1986, Niermann et al. 1990), daher sollten Sättigungskonzentrationen in diesem Bereich als "schlecht" definiert werden.

Aus diesen Werten wurden für die Deutsche Bucht äquivalente Konzentrationen von TN berechnet, aus denen ein Klassifizierungssystem abgeleitet wurde: Konzentrationen von TN, die diesen Sättigungswerten äquivalent sind, wurden in der Tabelle 5.1 dargestellt. Aus diesen Abschätzungen ergibt sich für den Schwellenwert gut/mäßig ein TN-Wert von 12,8 μM , der um 15 % über dem Referenzwert der offenen Nordsee von 11,1 μM liegt.

Die unteren Schwellenwerte wurden jeweils durch Multiplikation der prozentualen Abweichung mit 5 gewonnen. Der Schwellenwert zwischen sehr gut und gut wurde als die Hälfte des Schwellenwertes gut/mäßig definiert.

Die Werte für Qualitätsverhältnisse (1-0) können durch Division von 100 % durch den jeweiligen Schwellenwert (%) gewonnen werden.

4.3.3 Referenzbedingungen und Schwellenwerte für Sichttiefen

Neben Sauerstoff ist die Sichttiefe ein wichtiger Eutrophierungsparameter, besonders in flachen Gebieten mit geringem Gefälle, da dort geringe Veränderungen erhebliche Auswir-

kungen auf die Verbreitung von Makrophyten haben können (Nielsen et al. 2002 a). Quantitative Zusammenhänge zwischen TN-Konzentrationen und der Sichttiefe wurden für verschiedene Gebiete festgestellt (Nielsen et al. 2002 b, Tett et al. 2003) und während des Sommers auch in der Nordsee. Der Schwellenwert von 12,8 μM TN (Tab. 4.3.1, Zeile 5) entspricht einer Sichttiefe von 6,6 m, das sind 85 % des Referenzwertes von 7,8 m (Tab. 4.3.1, Zeile 9). Darin kann eine Bestätigung für den Schwellenwert von 12,8 μM TN als Grenze gut/mäßig gesehen werden, da mehr als 15 % Abweichung bereits erhebliche Einschränkungen bedeuten würden.

Tab. 4.3.1: Vorschlag für ein Schwellenwertsystem, basierend auf einer Abweichung von 15 % von den Referenzwerten für die Grenze gut/mäßig

1	OSPAR	Kein Problem Gebiet		Problem Gebiet		
2	WRRL-Klassifizierung	Sehr gut	Gut	Mäßig	unbefriedigend	Schlecht
3	% Abweichung vom Referenzwert	0-7	7-15	15-75	75-375	>375
4	EQRs [100/(100 + Abweichung (%))]	1-0.93	0.93-0.87	0.87-0.57	0.57-0.21	<0.21
5	TN [μM]*	11.1-11.9	11.9-12.8	12.8-19	19-53	>53
6	Sauerstoff-Sättigung [%]	87-86	86-85	85-76	76-35	<35
7	O ₂ -Mangel-Effekte (Literaturwerte)	Keine Effekte	80 % min.Bedarf	70 % Erste Effekte	50 %Erstes Absterben von Organismen	< 40 % Massensterben
8	Sichttiefe [%]	100-92	92-85	85-55	55-18	<18
9	Sichttiefe [m]**	7.8-7.2	7.2-6.6	6.6-4.3	4.3-1.4	<1.4
10	Durchfluss/Inhalt [kt N] für die Deutsche Bucht	6.7-7.2	7.2-7.7	7.7-11.5	11.5-32	>32

* für die offene Nordsee

** Bedingungen in der sommerlichen Nordsee

5. Bedeutung von Ferntransporten für die Eutrophierungsprozesse in der Deutschen Bucht

5.1 Ferntransporte in die Deutsche Bucht

Ein weiterer Aspekt für die Festsetzung der Schwellenwerte gut/mäßig auf nur 15 % über den Referenzwerten von TN und TP sind die Konzentrationen der grenzüberschreitenden Ferntransporte in der Deutschen Bucht, denn die Küstengewässer empfangen z.B. durch grenzüberschreitende Küstenströme auch erhebliche Nährstoffmengen aus benachbarten Seegebieten. Am Beispiel der Deutschen Bucht wird in einem sehr simplen Ansatz mit konstanten Strömungen (1,8 cm/s Einstrom, 3 cm/s Ausstrom), die eine neutrale Wasserbilanz ermöglichen (Mittelstaedt et al. 1983), nachgewiesen, dass das Volumen der Deutschen Bucht (476 km³) und damit auch die Nährstoffmengen jährlich bis zu 7 mal ausgetauscht wird (Abb. 5.1).

Neben Mittelwerten von 1995 – 2000 wurden zur Orientierung auch natürliche Hintergrundkonzentrationen angegeben (s. Kapitel 4). Gegenüber den Einträgen aus den Flüssen und der Atmosphäre, die in flachen Küstenzonen erhebliche Einflüsse haben (s. Kapitel 3.4) (Van Beusekom, 2005), sind die grenzüberschreitenden Einträge also um ein Vielfaches größer. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass ein großer Teil der küstenfern eingetragenen Nährstoffe die Deutsche Bucht schnell wieder verlässt (besonders im Nordwesten).

Bereits bei einer Überschreitung von 15 % der Referenzwerte von TN und TP wird bei einem Volumen von 476 km³ das 8fache der in der Deutschen Bucht vorhandenen Nährstoffkonzentrationen durchgeschleust (Abb. 5.1). Dieses Material kann aufgrund der langen Austauschzeiten von 8 Wochen in die Stoffumsetzungen, einschließlich vorübergehender Anreicherungen an Grenzschichten, im erheblichen Umfang einbezogen werden. Bei einem Schwellenwert von 50 % über dem Referenzwert würde bereits die 10fache Menge die Deutsche Bucht passieren können.

Aufgrund der Verläufe der Restströmungen in der Nordsee (QSR, 2000) kann angenommen werden, dass ein erheblicher Anteil der durch die Deutsche Bucht transportierten Nährstoffe und organischen Stoffmengen anthropogenen Ursprungs ist, auch wenn in den entsprechenden Herkunftsgebieten wegen geringer Sichttiefen und/oder geringen Aufenthaltszeiten keine Eutrophierungseffekte beobachtet werden.

Für die Fließgewässer und Ästuare (Übergangsgewässer) wird vorgeschlagen, zunächst noch den Ansatz von OSPAR, einer 50 %en Überschreitung der Referenzwerte für den guten Zustand zu akzeptieren, da detaillierte Untersuchungen zu den Schwellenwerten in Übergangsgewässern noch ausstehen. Dieser Ansatz wurde auch noch in den Tabellen 4.1.1 und 4.1.2 berücksichtigt.

5.2 Beeinflussung von Eutrophierungsprozessen durch Oberlieger

In der von den EU Wasserdirektoren im November 2005 verabschiedeten Version der CIS Leitlinie zur Eutrophierungsbewertung im Kontext der europäischen Wasserpolitik befindet sich ein Abschnitt, der darlegt, was zu veranlassen ist, falls in einem Flussgebiet flussaufwärts Belastungen auftreten, die (mit)verursachen, dass flussabwärts der gute ökologische Zustand nicht erreicht werden kann, selbst wenn dieser flussaufwärts vorliegt. Dies betrifft vor allem Übergangs- und Küstengewässer, die durch Einträge aus Fließgewässern und anderen Küstengebieten betroffen sein können.

Die Leitlinie hebt ausdrücklich hervor, dass in diesen Fällen WRRL, Nitrat-Richtlinie und die Richtlinie für Kommunales Abwasser verlangen, dass in den die Belastung auslösenden Einzugsgebieten Maßnahmen zu ergreifen sind, mit denen auch unterhalb der Süßwassergrenze die erforderlichen Werte in den betroffenen Wasserkörpern erreicht werden. Das bedeutet allerdings nicht, dass deshalb die Wasserkörper in den (mit)verursachenden Einzugsgebieten schlechter als gut eingestuft werden müssen – soweit sie die dortigen typspezifischen Anforderungen erfüllen.

6. Abkürzungsliste

AG WRRL	Arbeitsgruppe Wasserrahmenrichtlinie des BLMP
AO	Ausschuss Oberflächen- und Küstengewässer der LAWA
ASMO	Assessment und Monitoring Komitee (OSPAR)
AWI	Alfred-Wegener-Institut
BLMP	Bund-Länder-Messprogramm zur Meeresüberwachung
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
C/N	Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis
CIS	Common Implementation Strategie der EG WRRL
CSM-NBZ	Ökosystem-Modell von Delft Hydraulics
DIN	Gelöster anorganischer Stickstoff
DIP	Phosphat
DMS	Dimethylsulfid
EG	Europäische Gemeinschaft
ERSEM	European Regional Seas Ecosystem Model
EU	Europäische Union
EUC	Eutrophication Komitee (OSPAR)
EUROCAT	European Catchments, Catchment changes and their impact on the coast
EQR	Ecological Quality Ratios gemäß WRRL
HELCOM	Helsinki-Konvention zum Schutz der Ostsee
IGB	Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin
INK	Internationale Nordseeschutzkonferenzen
IOW	Institut für Ostseeforschung, Warnemünde
LANU	Landesamt für Natur und Umwelt
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LUNG	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern
MIRO	Belgisches Ökosystem-Modell
MONERIS	Modelling Nutrient Emissions in River Systems
N	Stickstoff
NORWECOM	Norwegian Ecological model system
N/P	N/P-Verhältnis
NLWKN	Niedersächsisches Landesamt für Wasser, Küsten und Naturschutz
NO ₃	Nitrat (genau: HNO ₃)
NOMADS	North Sea model advection dispersion study
O ₂	Sauerstoff
OSPAR	OSLO-PARIS-Konvention zum Schutz des Nordostatlantiks OSLO-PARIS-Kommission
P	Phosphor
PO ₄	Phosphat (genau: H ₃ PO ₄)
Q	Abflussrate
QSR	Quality Status Report (OSPAR)
Si	Silikat
TN	Gesamtstickstoff
TP	Gesamtphosphor
UAG	Unterarbeitsgruppe
UBA	Umweltbundesamt
UNI HH	Universität Hamburg
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

7. Literatur

- Anonymus (2003): Assessment criteria for the eutrophication areas – emphasis German Bight, OSPAR, London, EUC 03/2/Info. 2, 10 pp.
- Bauerfeind, E., W. Hickel, U. Niermann & H. von Westernhagen (1986): Sauerstoff-Defizit in tiefen Rinnen der Deutschen Bucht: Ursachen und biologische Auswirkungen. Biologische Anstalt Helgoland, Hamburg, Jahresbericht 1986: 72-79.
- Behrendt, H., P. Huber, D. Opitz, O. Schmoll, G. Scholz & R. Uebe (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA Forschungsbericht 296 25 515, UBA, Berlin Texte 75/99-FB 99-087, 238 pp.
- Behrendt, H., M. Bach, R. Kunkel, D. Opitz, W.-G. Pagenkopf, G. Scholz & F. Wendland (2003): Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA, Berlin, Texte 82/03.-FB 000446, 201 pp.
- Benson, B.B., D. Krause Jr. (1984): The concentration and isotopic fractionation of oxygen dissolved in freshwater and seawater in equilibrium with the atmosphere. *Limnol.Oceanogr.* 29, 620-632
- Brockmann, U. & K. Eberlein (1986): River input of nutrients into the German Bight. In: S. Skreslet (Ed.): The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems. NATO ASI Series G7, Springer, Berlin, 231-240
- Brockmann, U., T. Raabe, K. Hesse, K. Viehweger, S. Rick, A. Starke, B. Fabiszisky, D. Topcu & R. Heller (1999 a): Seasonal budgets of the nutrient elements N and P at the surface of the German Bight during winter 1996, spring 1995, and summer 1994. *Dt. Hydrogr. Z.* 51: 1-24
- Brockmann, U., K. Viehweger, T. Raabe, S. Rick, H.J. Rick, R. Heller & D. Topcu (1999 b): Conversion of nutrients in the Elbe river plume during drift experiments in the German Bight during spring 1995 and summer 1994. *Dt. Hydrogr. Z.* 51: 293-312
- Brockmann, U. & D. Topcu (2001): Nutrient atlas of the North Sea. UBA, Berlin, Texte 26/02, 64 pp., 404 figs, with CD-ROM.
- Brockmann, U., B. Heyden, M. Schütt, A. Starke, D. Topcu, K. Hesse, N. Ladwig & H. Lenhart (2003): Assessment criteria for eutrophication areas - emphasis German Bight. Forschungsbericht 298 25 233, UBA, Berlin, Texte 48/03, Berlin, 2003, 109 + 140 pp.
- Brockmann, U., D. Topcu, M. Schütt (2005): Referenz- und Schwellenwerte für die Küsten- und Übergangsgewässer an der deutschen Nord- und Ostseeküste. Bericht, BLM-AG, 19pp.
- Cadee, G.C. & J. Hegeman (1986): Seasonal and annual variation in *Phaeocystis pouchetii* (Haptophyceae) in the western inlet of the Wadden Sea during the 1973 to 1985 period. *Neth.J.Sea Res.* 20, 29-36
- Cadee, G.C. & J. Hegeman (1991): Phytoplankton primary production, chlorophyll and species composition, organic carbon and turbidity in the Marsdiep in 1990, compared with foregoing years. *Hydrobiol. Bull.* 25, 29-35
- Caraco, N., J. Cole, G.E. Likkes (1990): A comparison of phosphorus immobilization in sediments of freshwater and coastal marine systems. *Biogeochem.* 9, 277-290
- Carstensen, J. (2006): Relationships between chlorophyll and nutrients in the Baltic Sea. In: Kaas, H. (Ed.): *Marine Phytoplankton, Part 2, REBECCA, D 9, Chapter 2.1*, 8 pp.
- Cloern, J.E. (2001): Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 210: 223-253
- Conley, D.J. (2000): Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia* 410: 87-96
- Delhez, E.J.M., P. Damm, E. de Goede, J.M. de Kok, F. Dumas, J.E. Jones, H. Gerritsen, J. Ozer, T. Pohlmann, P.S. Rasch, M. Skogen, R. Proctor (2004): Variability of shelf-seas hydrodynamic models: lessons from the NOMADS 2 project, *J.Mar.Syst.* 45, 39-53

- Dethlefsen, V. & H. von Westernhagen (1983): Oxygen deficiency and effects on bottom fauna in the eastern German Bight 1982. *Meeresforschung* 30: 42-53
- De Vries, I., H. Los, R. Jansen, M. v.d. Cramer (1993): Risicoanalyse eutrofiering Noordzee. Rijkswaterstaat DGW/RIKZ Rapport DGW 93.029
- Diaz, R.J., R. Rosenberg (1995): Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr.Mar.Biol. Ann.Rev.* 33, 245-303
- Dick, S., U. H. Brockmann, J.E.E. Van Beusekom, B. Fabiszisky, M. George, K.-J. Hesse, B. Mayer, T. Nitz, T. Pohlmann, K. Poremba, K. Schaumann, W. Schönfeld, A. Starke, U. Tillmann, & G. Weide (1999): Exchange of matter and energy between the Wadden Sea and the coastal waters of the German Bight - estimations based on numerical simulations and field measurements. - *Dt.hydrogr.Z.* 51: 181-219.
- Edwards, M., G. Beaugrand, P.C. Reid, A.A. Rowden, M.B. Jones (2002): Ocean climate anomalies and the ecology of the North Sea. *Mar.Ecol.Progr. Ser.* 239, 1-19
- Edwards, M., D.G. Johns, S.C. Leterme, E. Svendsen, A.J. Richardson (2006): Regional climate change and harmful algal blooms in the northeast Atlantic. *Limnol.Oceanogr.* 51, 820-829
- Elser, J.J., E.R. Marzolf, C.R. Goldman (1990): Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: A review and critique of experimental enrichments. *Can.J.Fish.Aquatic Sc.* 47, 1468-1477
- EUC (2005): Revised Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. EUC(2) 05/2/Info.1-E, OSPAR Commission, London, December 2005, 37 pp.
- Flynn, K., J.M. Franco, P. Fernandez, B. Reguera, M. Zapata, G. Wood, K.J. Flynn (1994): Changes in toxin content, biomass and pigments of the dinoflagellate *Alexandrium minutum* during nitrogen refeeding and growth into nitrogen or phosphorus stress. *MEPS*, 111, 99-109
- Gerlach, S. (1990): Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht. UBA, Berlin Berichte 4/90, Erich Schmidt, Berlin, 357 pp. + Anhang
- Graneli, E., K. Wallstroem, U. Larsson, W. Graneli, R. Elmgren (1990): Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea area. *Ambio*, 19, 142-151
- Graneli, E. & N. Johansson (2001): Nitrogen and phosphorus deficiency increases allelopathy in *Prymnesium parvum*. *Harmful Algae Blooms 2000*, 328 - 331
- Gray, J. S., R.S.-s. Wu, Y.Y. Or (2002): Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Mar.Ecol.Progr.Ser.* 238, 249-279
- Hays, G.C., A.J. Richardson, C. Robinson (2005): Climate change and marine plankton. *Trends Ecol.Evol.* 20, 337-344
- Heinis, F., C. Bruning, J.-O.R.A. Sweerts, I. de Vries & P.C.N. Boers (1995): Target for nitrogen in the river Rhine, nitrogen as a steering factor in marine and freshwater ecosystems. *AquaSense*, Amsterdam, Report 95.0752, 33 pp.
- HELCOM (2002): Environment of the Baltic Sea area, 1994 – 1998. *Baltic Sea Env.Proc.* 82 B, Helsinki, 218 pp.
- Hofmann, J., H. Behrendt, A. Gilbert, R. Jannssen, A. Kannen, Lenhart, H., W. Lise, C. Numneri, W. Windhorst (2005): Catchment-coastal zone interaction based upon scenario and model analysis: Elbe and the German Bight case study. *Regional Environmental Change* 5:54-81.
- Honjo, T. (1993): Overview on bloom dynamics and physiological ecology of *Heterosigma akashiwo*. In: Smayda, T.J., Y. Shimizu (eds.): *Toxic phytoplankton blooms in the sea*. Elsevier, Amsterdam, p. 33-41
- Humborg, C., A. Danielsson, B. Sjöberg & M. Green (2003): Nutrient land–sea fluxes in oligotrophic and pristine estuaries of the Gulf of Bothnia, Baltic Sea. *Est., Coast. and Shelf Sci.* 56 (3-4): 781-793.

- Humborg, C., E. Smedberg, S. Blomqvist, C.-M. Mörth, J. Brink, L. Rahm, A. Danielsson & J. Sahlberg (2004): Nutrient variations in boreal and subarctic Swedish rivers: Landscape control of land-sea fluxes. *Limnol. Oceanogr.* 49: 1871-1883.
- Karlson, K., R. Rosenberg, E. Bonsdorff (2002): Temporal and spacial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. *Oceanogr.Mar.Biol. Ann.Rev.* 40, 427-489
- Laane, R.W.P.M. (1992): Background concentrations of natural compounds. Ministry of Transport, Public Works and Water Management. Report DGW-92.033, 84 pp.
- Lancelot, C., G. Billen, A. Sournia, T. Weisse, F. Colijn, M.J.W. Veldhuis, A. Davies, P. Wassman (1987): Phaeocystis blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio*, 16, 38-46
- LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Berlin
- Mantoura, R.F.C., N.J.P. Owens & P.H. Burkill (1988): Nitrogen biogeochemistry and modelling of Carmarthen Bay. In: T.H. Blackburn & J. Sørensen (Eds.): Nitrogen cycling in coastal marine environments. SCOPE, John Wiley and Sons Ltd., 415-441
- Mittelstaedt, E., W. Lange, C. Brockmann & K.C. Soetje (1983): Die Strömungen in der Deutschen Bucht. BSH Map, Nr. 2347, 141 pp.
- Nielsen, S.L., K. Sand-Jensen, J. Borum & O. Geertz-Hansen (2002 a): Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 1025-1032
- Nielsen, S.L., K. Sand-Jensen, J. Borum & O. Geertz-Hansen (2002 b): Phytoplankton, nutrients, and transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 930-937
- Niermann, U., E. Bauerfeind, W. Hickel, W. & H. von Westernhagen (1990): The recovery of benthos following the impact of low oxygen concentrations in the German Bight. *Neth. J. Sea Res.* 25: 215-226
- Nixon, S.W., J.W. Ammerman, L.P. Atkinson, V.M. Berounsky, G. Billen, W.C. Boicourt, W.R. Boynton, T.M. Church, D.M. Ditoro, R. Elmgren, J.H. Garber, A.E. Giblin, R.A. Jahnke, N.J.P. Owens, M.E.Q. Pilson & S.P. Seitzinger (1996): The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean. *Biogeochem.* 35: 141-180
- Nixon, S.W. (1997): Prehistoric nutrient inputs and productivity in Narragansett Bay. *Estuaries* 20: 253-261
- OSPAR, 1998. Report of the ASMO Modelling Workshop on Eutrophication Issues, 5-8 November 1996, The Hague, The Netherlands, 86 pages.
- Oviatt, C. P. Doering, B. Nowicki, L. Reed, J. Cole, J. Frithsen (1995): An ecosystem level experiment on nutrient limitation in temperate coastal marine environments. *MEPS*, 116, 171-179
- Peeters, J.C.H., R.W.P.M. Laane, L. Peperzak (1993): De relatie tussen nutriënten in de Rijn en in het kustwater van de Noordzee: effecten en doelen. In: Eutrofiering en beleid in Nederland, hoe verder? Rijkswaterstaat RIZA (notitie 93.056X) en DGW (nota 93.007), RIVM rapport 732404002
- QSR (2000): The Draft OSPAR Quality Status Report 2000, Region II - Greater North Sea. OSPAR Commission, London, 136 + xiii pp.
- Rachor, E. (1983): Extreme Sauerstoffverhältnisse in der Deutschen Bucht. *Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes (Hamburg), Heft 37 (Beiträge zur Eutrophie der Deutschen Bucht)*, 15-27
- Rachor, E. & H. Albrecht (1983): Sauerstoffmangel im Bodenwasser der Deutschen Bucht. *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.* 19: 209-227
- Radach, G., J. Berg & E. Hagmeier (1990): Long-term changes of the annual cycles of meteorological, hydrographic, nutrient and phytoplankton time series at Helgoland and at LV ELBE 1 in the German Bight. *Cont. Shelf Res.* 10: 305-328

- Redfield, A.C., B.H. Ketchum & F.A. Richards (1963): The influence of organisms on the composition of sea water. In: M.N. Hill (Ed.): *The Sea*. Wiley Interscience London, 26-77
- Rousseau, V., S. Becquevort, J.Y. Parent, S. Gasparini, M.H. Daro, M. Tanckx, C. Lancelot (2000): Trophic efficiency of the planktonic food web in a coastal ecosystem dominated by *Phaeocystis* colonies. *J. Sea Res.* 43, 357-372
- Smayda, T.J. (1989): Primary production and the global epidemic of phytoplankton blooms in the sea: a linkage? In: Cosper, E.M., V.M. Bricelj, E.J. Carpenter (eds.): *Novel phytoplankton blooms*. Springer, Berlin, p. 449-483
- Smith, S.V., P.E. Damm, M.D. Skogen, R.A. Flather & J. Pätsch (1996): An investigation into the variability of circulation and transport on the north-west European shelf using three hydrodynamic models. *Dt. Hydrogr. Z.* 48: 325-347.
- Smith, V.H. (2006): Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnol. Oceanogr.* 51(1, part 2): 377-384
- Tallinn Report (2006): Treffen der Baltic Geographical Intercalibration Group (GIG), 19., 20.1.2006, Tallinn, Zusammenfassender Bericht Phytoplankton, 10 pp.
- Tett, P., L. Gilpin, H. Svendsen, C.P. Erlandsson, U. Larsson, S. Kratzer, E. Fouilland, C. Janzen, J.-Y. Lee, C. Grenz, A. Newton, J.G. Ferreira, T. Fernandes & S. Scory (2003): Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research* 23: 1635-1671.
- Topcu, D., U. Brockmann, H. Behrendt & U. Claussen (2007): Gradients of natural background concentrations of eutrophication indicators in German transitional and coastal waters at the North Sea (in prep.)
- Udy, J., M. Gall, B. Longstaff, K. Moore, C. Roelfsema, D.R. Spooner & S. Albert (2005): Water quality monitoring: a combined approach to investigate gradients of change in the Great Barrier Reef, Australia. *Mar. Poll. Bull.* 51: 224-238
- Van Beusekom, J. (2005): A historic perspective on Wadden Sea eutrophication. *Helgol.Mar.Res.* 59, 45-54
- Van Beusekom, J.E.E., U.H. Brockmann, K.-J. Hesse, W. Hickel, K. Poremba & U. Tillmann (1999): The importance of sediments in the transformation and turnover of nutrients and organic matter in the Wadden Sea and German Bight. *Dt. Hydrogr. Z.* 51: 245-266
- Van Beusekom, J., P.Bot, J. Göbel, M. Hanslik, H.-J. Lenhart, J. Pätsch, L. Peperzak, T. Petenati, K. Reise (2005): Eutrophication. In: Essink, K., C. Dettmann, H. Farke, K. Laursen, G. Lürßen, H. Marencic, W. Wiersinga (eds.): *Wadden Sea quality status report 2004*, Wadden Sea Ecosystem 19, common Wadden Sea secretariat, Wilhelmshaven, 141-154
- Van Raaphorst, W., V.N. de Jonge, D. Dijkhuizen & B. Frederiks (2000): Natural background concentrations of phosphorus and nitrogen in the Dutch Wadden Sea. RIKZ/2000.013, The Hague, 53 pp.
- Wendland, F. & R. Kunkel (1999): Der Landschaftswasserhaushalt im Elbeeinzugsgebiet (deutscher Teil). *Hydr. Wasserbew.* 5, 226-232
- Wiltshire, K.H., C.-D. Dürselen (2004): Revision and quality analyses of the Helgoland Reede long-term phytoplankton data archive. *Helgol.Mar.Res.* 58, 252-268
- Wiltshire, K.H., B.F.J. Manly (2004): The warming trend at Helgoland roads, North Sea: phytoplankton response. *Helg.Mar.Res.* 58: ,ELG:
- Windhorst, W., Colijn, F., Kabuta, S., Laane, R.P.W.M. & Lenhart, H.(2005): Defining a good ecological status of coastal waters – a case study for the Elbe plume. In: Vermaat, J.E., Bouwer, L., Turner, K. & Salomons, W. (Eds.): *Managing European Coasts*, Springer Verlag, pp 59-74.
- WRRL (2000): Water Framework Directive. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, 23 October 2000, L327, Brussels, 72 pp.

8. Abbildungsverzeichnis und Erläuterungen

1. Klassifizierung der deutschen Hoheitsgewässer und der angrenzenden ausschließlichen Wirtschaftszone nach OSPAR in Problemgebiete und Nicht-Problemgebiete hinsichtlich der Eutrophierung (Anonymus 2003)
- 2.1.1 Korrelationen zwischen TN und Chlorophyll während der Wachstumsperiode (März – Oktober) in der Deutschen Bucht, im Vergleich mit entsprechenden Befunden aus der Literatur. Da ähnliche Ergebnisse für unterschiedliche Gebiete festgestellt wurden, kann in erster Näherung ein quantitativer Zusammenhang angenommen werden.
- 2.2.1 Mischdiagramm von Nitrat/Phosphat und Gradienten von Nitrat/Phosphat in der Deutschen Bucht im Juli und August, die belegen, dass im Küstenwasser, außerhalb der Flussmündungen im Sommer eine Stickstofflimitierung (markiert durch die Linie von 16 Nitrat/Phosphat [M/M]) vorliegt. Besonders während dieser Zeit treten Eutrophierungseffekte auf. In der Karte sind die Grenzen für die Typen nach der WRRL angedeutet.
- 2.2.2 Anteil DIN an TN als Mischdiagramm und als Gradienten in der Deutschen Bucht. Der Anteil der anorganischen Stickstoffnährsalze (DIN) am gesamt Stickstoff (TN) liegt im Sommer unter 20%. Der größte Anteil des Stickstoffs ist in gelösten organischen Verbindungen gebunden (Brockmann et al. 1999 a) und bildet ein Reservoir, das überwiegend erst nach bakterieller Zersetzung dem Phytoplankton als Nährstoffquelle zur Verfügung steht..
- 2.4.1 Beobachteter Sauerstoffmangel im Bodenwasser der Deutschen Bucht. Die älteren Befunde wurden zufällig im Rahmen von Forschungsprojekten gemacht. Daraus folgt, dass Sauerstoffmangel durchaus auch in anderen Jahren und anderer Ausdehnung aufgetreten sein kann.
- 3.1.1 Stickstoff- und Phosphoremissionen aus dem deutschen Einzugsgebiet der Nordsee 1985, 1995 und 2000. Die atmosphärische Deposition bezieht sich nur auf die Flächen der offenen Gewässer.
- 3.1.2 Stickstoff- und Phosphoremissionen aus dem deutschen Einzugsgebiet der Ostsee 1985, 1995 und 2000
- 3.2.1 Stickstoffemissionen für ausgewählte Jahre aus dem deutschen Elbe-Einzugsgebiet im Vergleich zu den Stickstofffrachten an der Messstelle Elbe, Seemannshöft. Der Zusammenhang zwischen den Frachten (Balken) und dem Frischwasserabfluss (blaue Fläche) wird im Vergleich deutlich.
- 3.2.2 Phosphoremissionen aus dem deutschen Elbe-Einzugsgebiet im Vergleich zu den Phosphorfrachten an der Messstelle Elbe, Seemannshöft
- 3.2.3 Stickstoffemissionen aus dem Ems-Einzugsgebiet im Vergleich zu den Stickstofffrachten an der Messstelle Ems, Herbrum
- 3.2.4 Phosphoremissionen aus dem Ems-Einzugsgebiet im Vergleich zu den Phosphorfrachten an der Messstelle Ems, Herbrum
- 3.2.5 Deutsches Ostsee-Einzugsgebiet: Stickstoff-Emissionen im Vergleich zu den Flusseinträgen

- 3.2.6 Deutsches Ostsee-Einzugsgebiet: Phosphor-Emissionen im Vergleich zu den Flusseinträgen
- 3.3.1 Nährstoffkonzentrationen und –frachten der deutschen Ostseezuflüsse im Vergleich zum Abfluss für 1988 bis 2000 (100 % Einzugsgebiet)
- 3.4.1 Nährstoffkonzentrationen und –frachten der Elbe (Messstelle: Glückstadt; ab 1988 Grauerort; ab 1994 Seemannshöft) im Vergleich zum Abfluss für 1980 bis 2000
- 3.4.2 Nährstoffkonzentrationen und –frachten der Ems (Messstelle: Herbrum) im Vergleich zum Abfluss für 1980 bis 2000
- 3.4.3 Rückgang der Nährstoffkonzentrationen in den Übergangsgewässern (Steigungen der Geraden aus Mischdiagrammen). Für jedes Jahr wurden die Konzentrationen von TN und TP gegen den Salzgehalt aufgetragen. Aus den besonders für Stickstoff signifikanten linearen Korrelationen dieser Mischdiagramme wurden die Steigungen als Zeitreihen dargestellt. Sie sind ein Maß für die Nährstoffkonzentrationen, unabhängig von hydrodynamischen Faktoren.
- 3.4.4 Rezenten Nährstoffgradienten in der Deutschen Bucht. Mittlere Oberflächenkonzentrationen (1998 – 2002) von TN und TP wurden in Form von Isolinien (Linien gleicher Konzentration) dargestellt. Die Konzentrationen nehmen stetig von den Ästuaren zur offenen See hin ab, überwiegend als Folge der Verdünnung. Daraus folgt, dass die Flüsse die dominanten Nährstoffquellen für das Küstenwasser sind. Die Grenzen der Typen für die WRRL sind durch rote und blaue Linien angedeutet
- 3.4.5 Salzgradienten in der Deutschen Bucht. Mittlere (1998 – 2002) Salzgradienten spiegeln mit der Verteilung der geringen Salzgehalte (< 33) die Ausdehnung der Einflüsse von Süßwassereinträgen aus den Flüssen wider.
- 3.4.6 Ausgewählte Mischdiagramme in der Deutschen Bucht. Für den Zeitraum 1981 – 2004 zeigen die Mischdiagramme eine dominante lineare Vermischung der nährstoffreichen Flusseinträge mit dem nährstoffarmen Seewasser, infolge Verdünnung. Für den Gesamtphosphor gibt es punktuelle Abweichungen, da, bedingt z.B. durch den wechselnden Tidestrom, partikuläre Phosphorverbindungen (auch anorganische) aus dem Sediment partiell aufgewirbelt werden.
- 4.1.1 Korrelationen zwischen flächenspezifischen Referenzwerten (aus dem Modell MONERIS, Behrendt 2003 und pers. Mitteilung) und Süßwassereinträgen in der Deutschen Bucht. Die flächenbezogenen natürlichen Hintergrundkonzentrationen lassen aufgrund ihrer Korrelationen mit dem flächenbezogenen Süßwassereinträge für Stickstoff einen signifikanten Zusammenhang erkennen, der für Phosphor ebenfalls angedeutet ist. Das heißt, dass die für die unterschiedlichen Flüsse modellierten Werte konsistent sind. Aus der Literatur zusammengestellte Werte liegen im gleichen Bereich und unterstützen damit die Aussagekraft der Modellberechnungen.
- 4.1.2 Korrelationen zwischen flächenspezifischen Referenzwerten (aus dem Modell MONERIS, Behrendt 2003 und pers. Mitteilung) und Süßwassereinträgen im Bereich der deutschen Ostseeküste. Für die Ostseeküste ergaben sich für die flächenbezogenen Nährstoffeinträge sowohl für Stickstoff wie auch für Phosphor signifikante Zusammenhänge zu den Süßwassereinträgen. Literaturwerte und rezente Einträge unbelasteter Flüsse liegen in der gleichen Größenordnung und stützen damit die Modellrechnungen.
- 4.1.3 Mischdiagrammanaloge Auftragung natürlicher Hintergrundkonzentrationen von TN und TP. Analog zu den rezenten Mischdiagrammen wurden die wenigen zur Verfügung

stehenden Werte für natürliche Hintergrundkonzentrationen gegen die Salzgehalte aufgetragen. Lineare und hyperbolische Anpassungen (Grapher 6, Golden Software) treffen sich bei einem Salzgehalt von 31. Unterhalb von 31 wird eine lineare Vermischung angenommen, oberhalb, wegen des unendlichen Verdünnungspotentials der offenen See, eine hyperbolische Annäherung an einen festen Wert (rechts aufgeführt). Neben den Referenzwerten wurden auch Schwellenkonzentrationen (als Beispiel 15 % über dem Referenzwert) berechnet. Mit Hilfe dieser Diagramme können für alle Salzgehalte entsprechende natürliche Hintergrundkonzentrationen und entsprechende Schwellenwerte berechnet werden.

- 5.1 Nährstoff-Budget für die Deutsche Bucht. In einem sehr einfachen Ansatz zur Bestimmungen der Größenordnung der jährlich durch die Deutsche Bucht transportierten Nährstoffmengen wurden Mittelwerte von TN und TP für den Zeitraum 1995 – 2000 und konstante Transportraten angenommen (s. Text). Der mittlere Nettotransport folgt dem Küstenstrom, angedeutet durch den hinterlegten Pfeil.

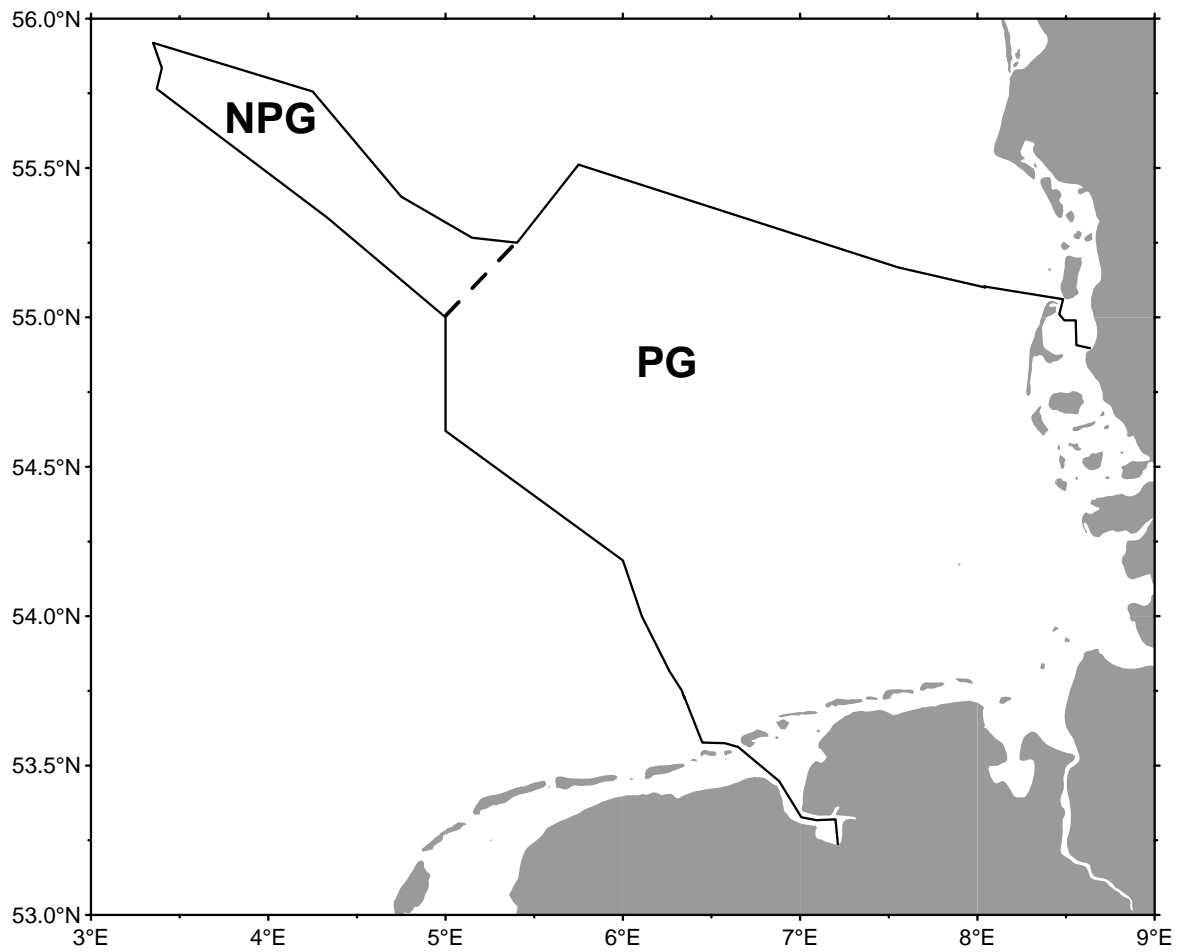
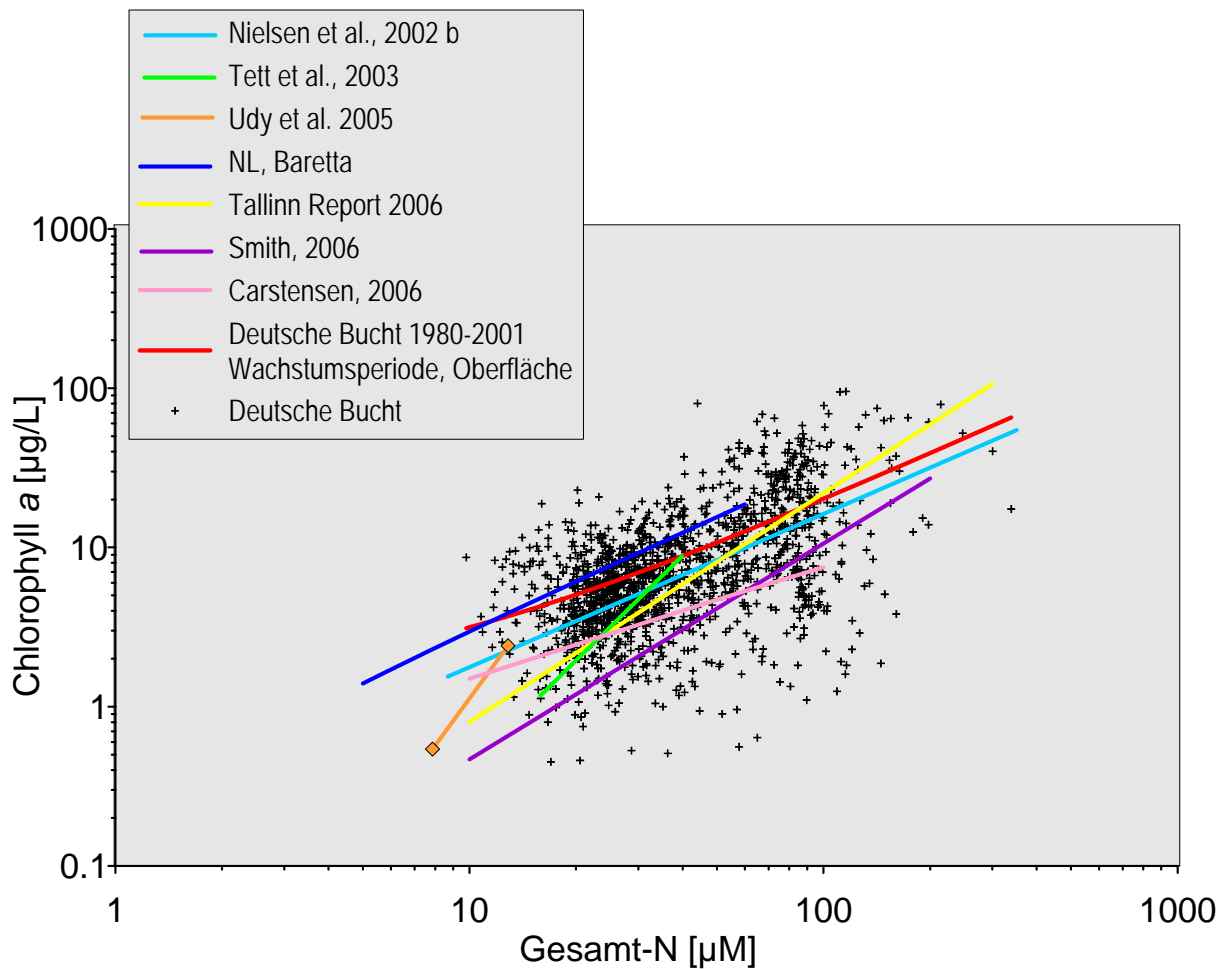


Abb.1 Klassifizierung der deutschen Hoheitsgewässer und der angrenzenden ausschließlichen Wirtschaftszone in:

- Problemgebiete durch Eutrophierung (PG)
- Nicht-Problemgebiete (NPG)



Nielsen et al. 2002 b
 $\ln(\text{chl}a \text{ } \mu\text{g}) = 0.963 * \ln(\text{TN } \mu\text{g}) - 4.186$

Tett et al. 2003
 $\log_{10}\text{chl}a \text{ } [\mu\text{g}] = 2.19 * \log_{10}\text{TN } [\mu\text{M}] - 2.56$

Udy et al. 2005
 $\text{chl}a \text{ } [\mu\text{g}] = 0.02 * \text{TN } [\mu\text{g}] - 1.697$
 $n = 15, R^2 = 0.728$

Niederländische Daten, Baretta (pers. Komm.)
 $\text{chl}a \text{ } \mu\text{g} = 0.419 * \text{TN } [\mu\text{M}]$

International Baltic Sea data set (Tallinn Report 2006)
 $\ln(\text{chl}a \text{ } [\mu\text{g}]) = -3.527 + 1.436 * \ln(\text{TN } [\mu\text{M}])$

Smith 2006
 $\log_{10}(\text{chl}a \text{ } \mu\text{g}) = -3.71 + 4.26 * \log(\text{TN } \mu\text{M}) - 0.88 * (\log_{10}(\text{TN } \mu\text{M}))^2$

Carstensen, 2006
 $\text{chl}a \text{ } [\mu\text{g}] = -1.72 + 0.721 * \text{TN } [\mu\text{M}]$
 $n = 178, R^2 = 0.639$

DB, Oberfl., Wachstumsperiode, ohne Elbe/Weser Ästuar
 $\text{chl}a \text{ } [\mu\text{g}] = 0.014 * \text{TN } [\mu\text{g}] + 1.257$
 $n = 1513, R^2 = 0.292$

Abb. 2.1.1 Korrelationen zwischen TN und Chlorophyll während der Wachstumsperiode

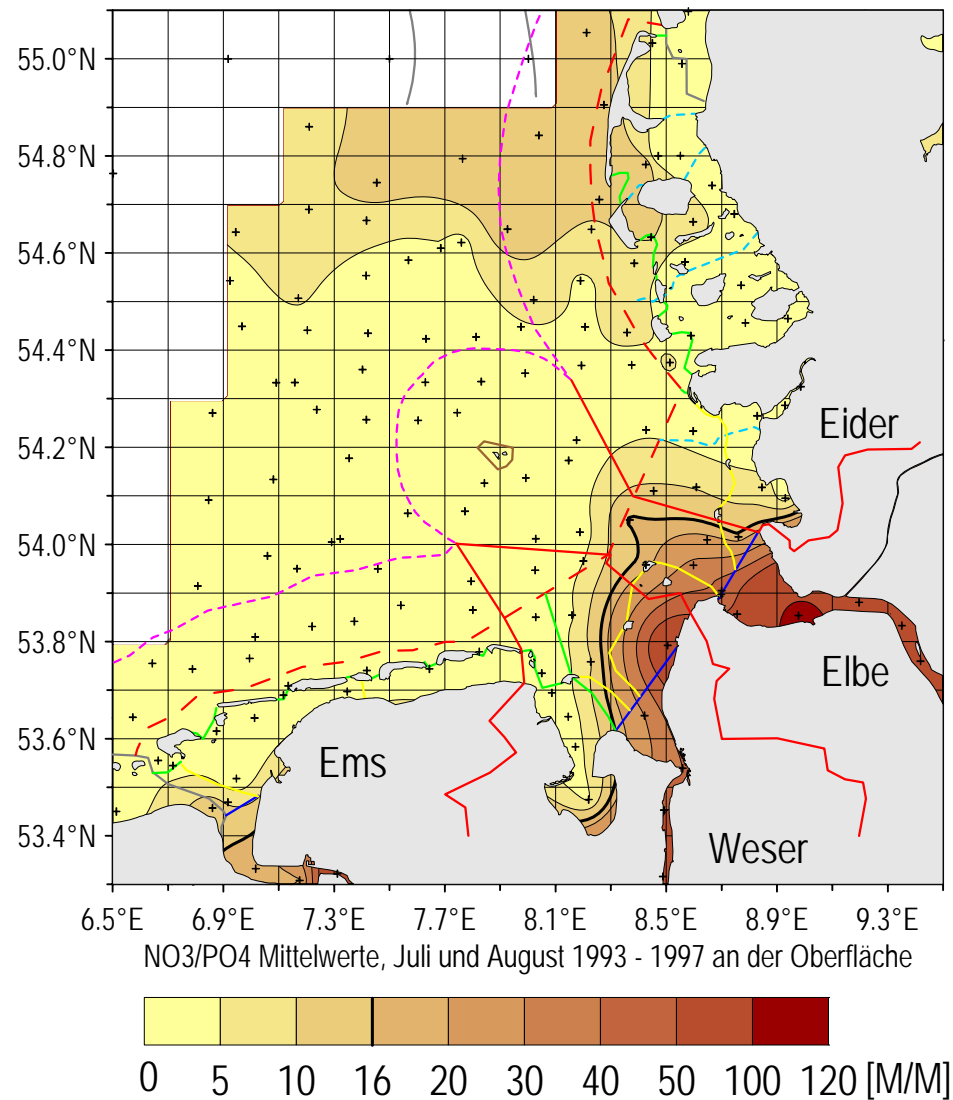
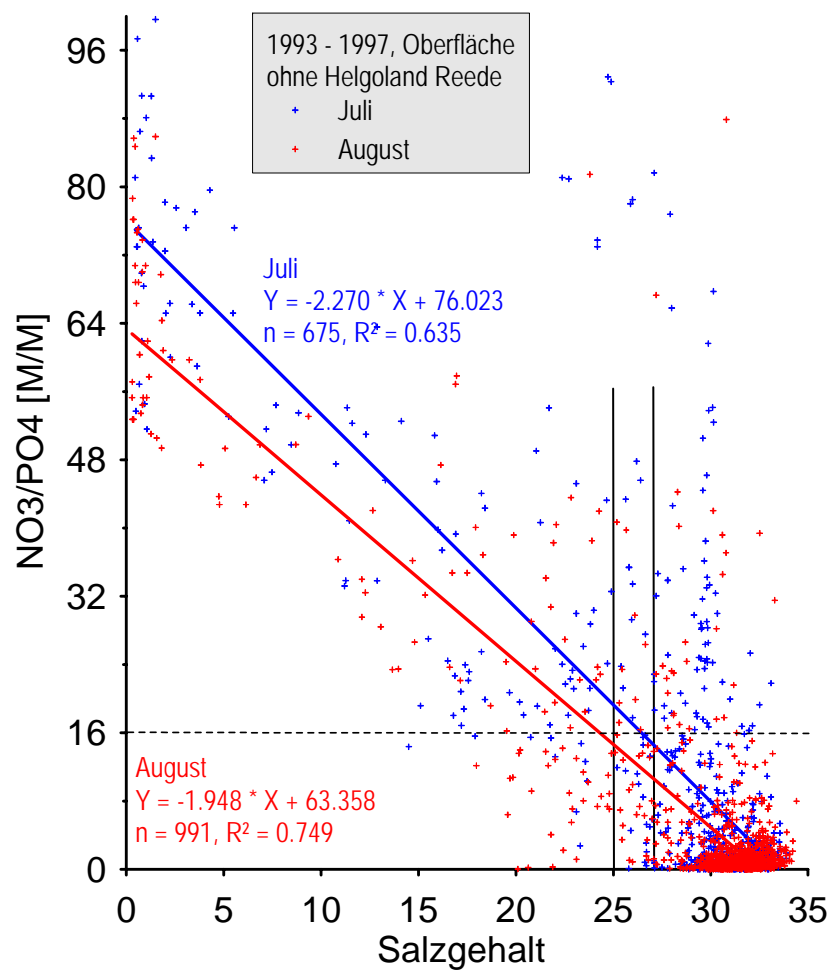


Abb. 2.2.1 Mischdiagramm von Nitrat/Phosphat und Gradienten von Nitrat/Phosphat in der Deutschen Bucht

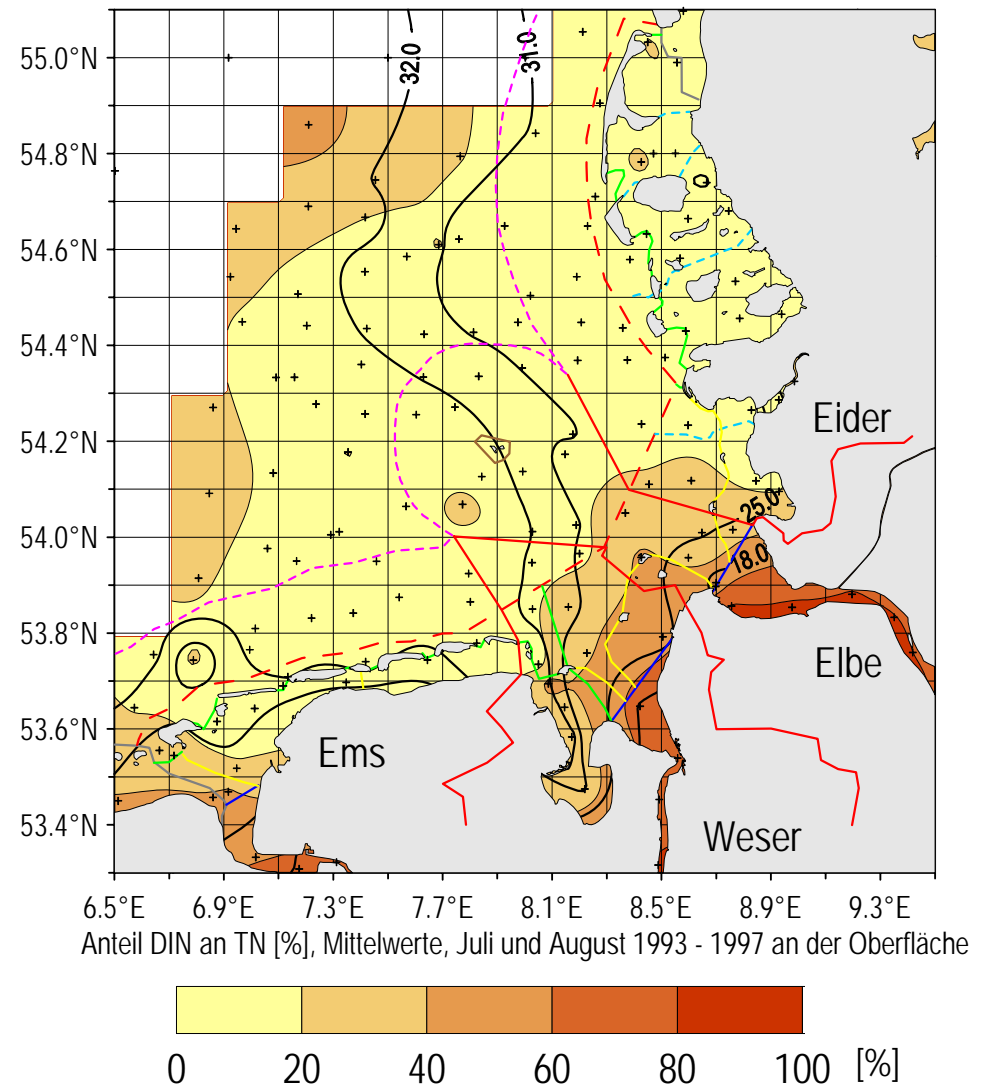
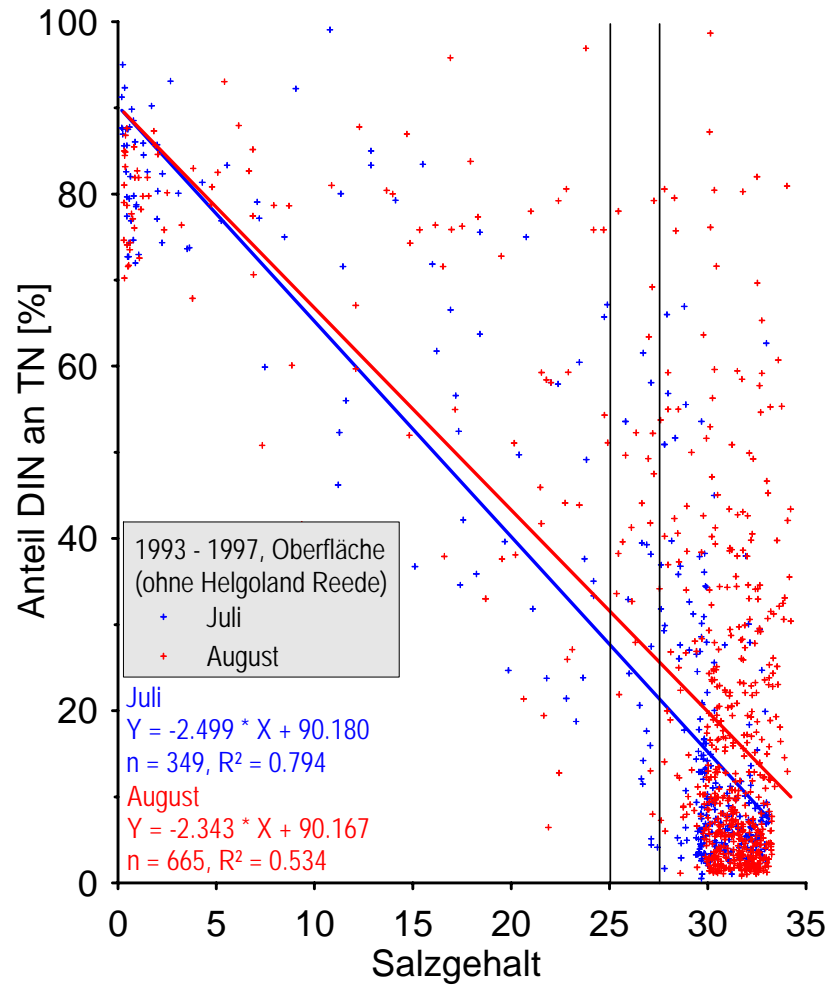


Abb. 2.2.2 Anteil von DIN an TN im Juli/August 1993-1997 in der Deutschen Bucht

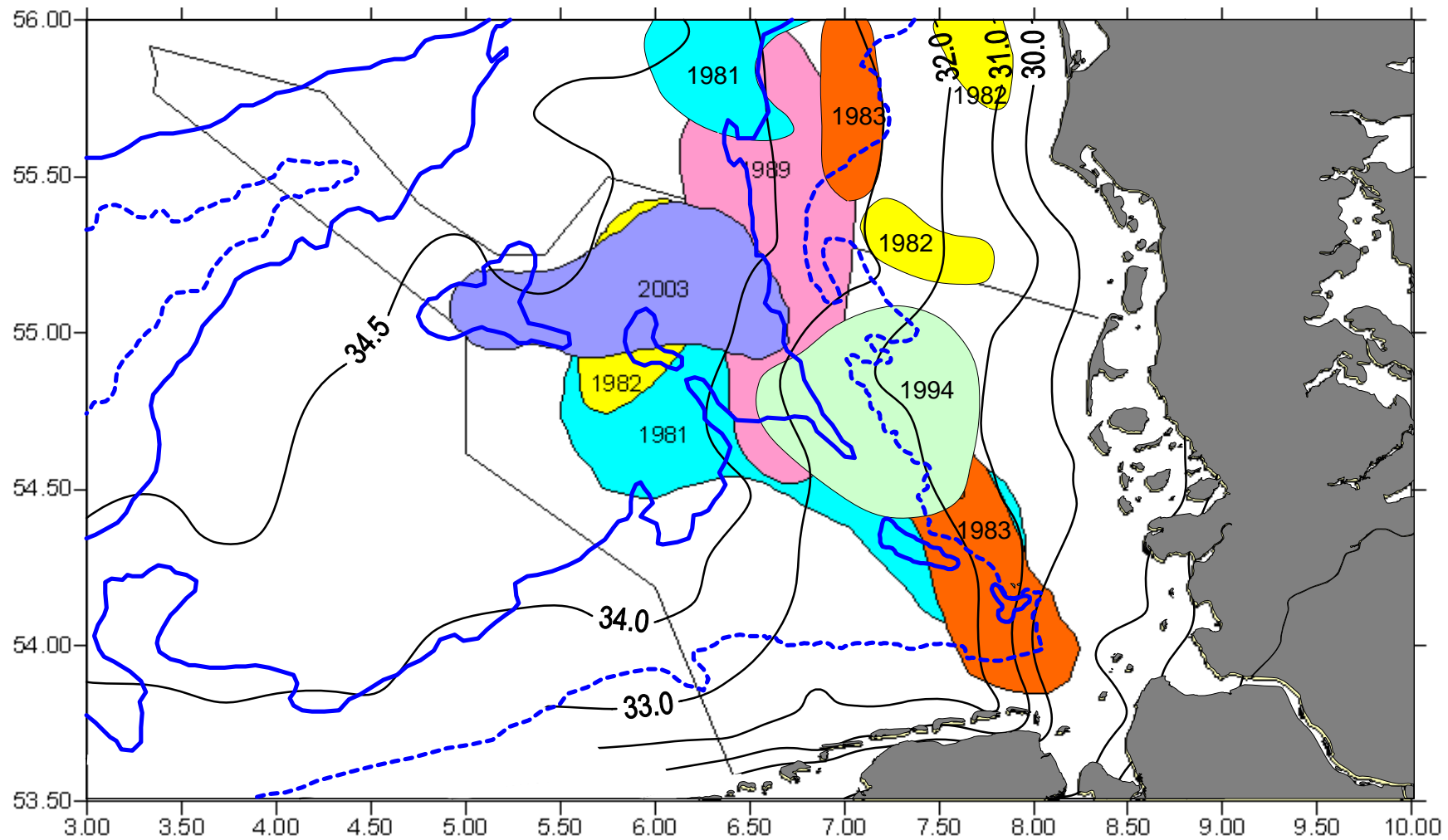


Abb. 2.4.1 Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht: <50% Sättigung im bodennahen Wasser

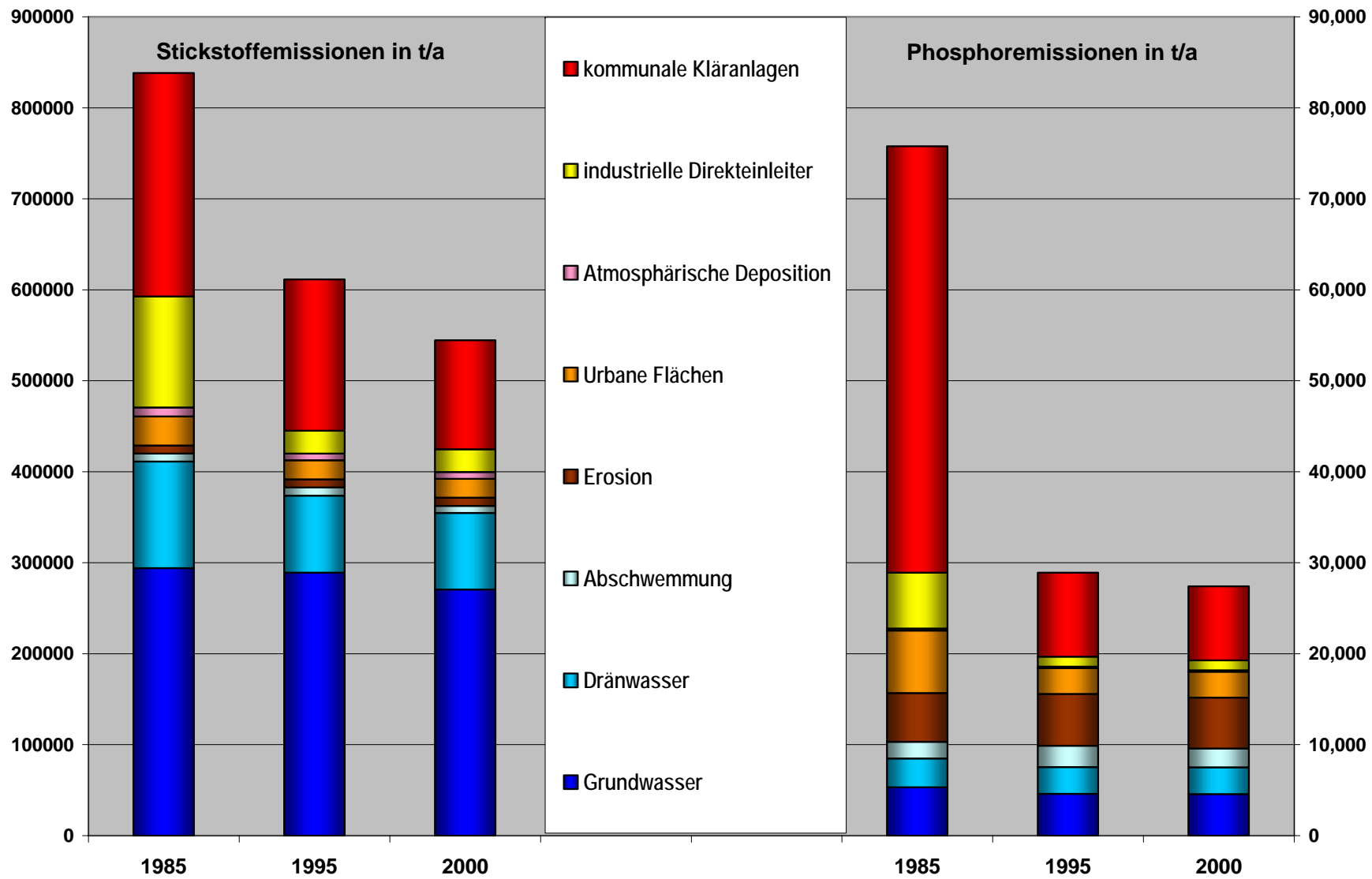


Abb.3.1.1 Stickstoff- und Phosphoremissionen aus dem deutschen Einzugsgebiet der Nordsee 1985, 1995 und 2000

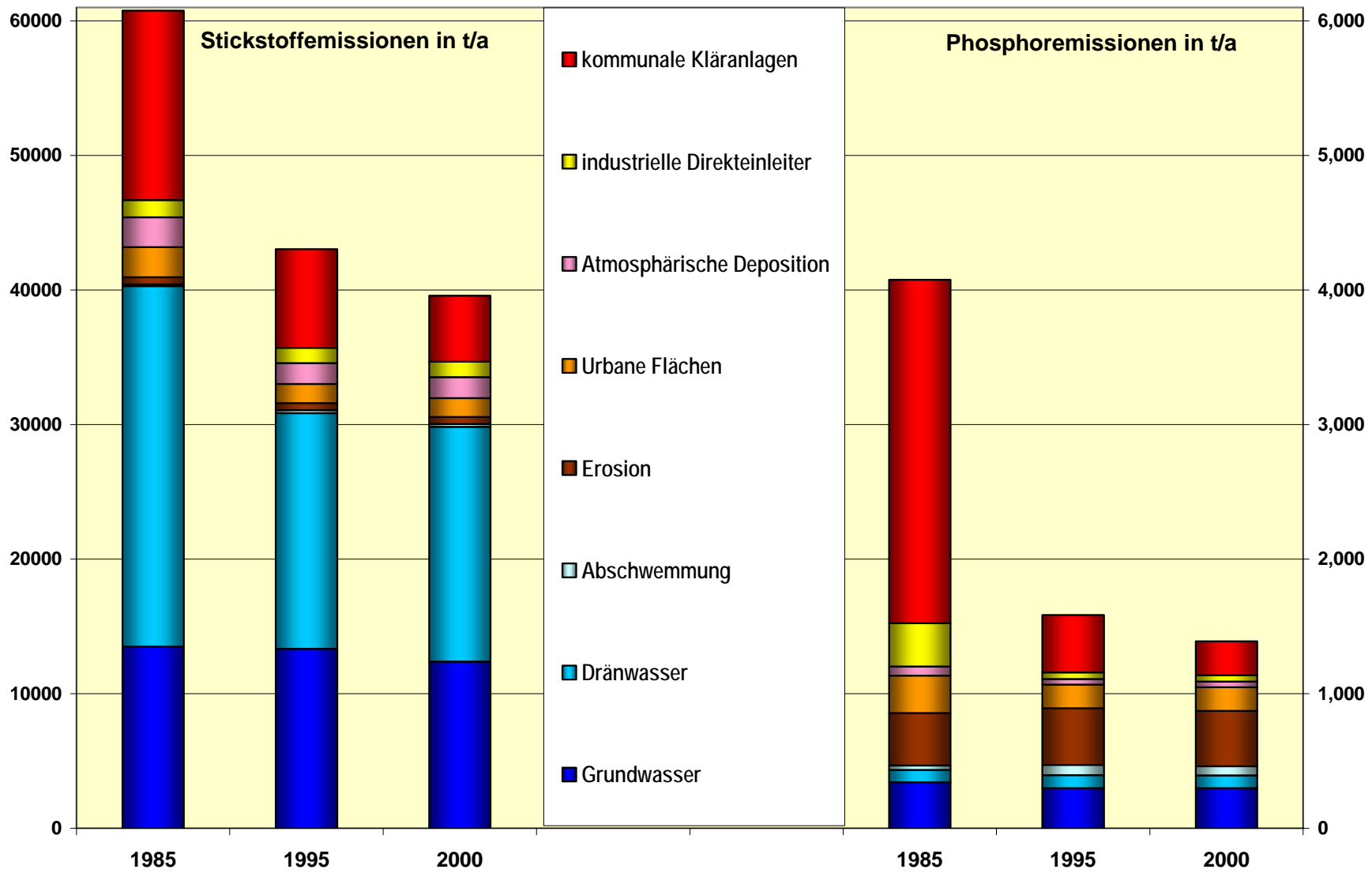


Abb. 3.1.2 Stickstoff- und Phosphoremissionen aus dem deutschen Einzugsgebiet der Ostsee

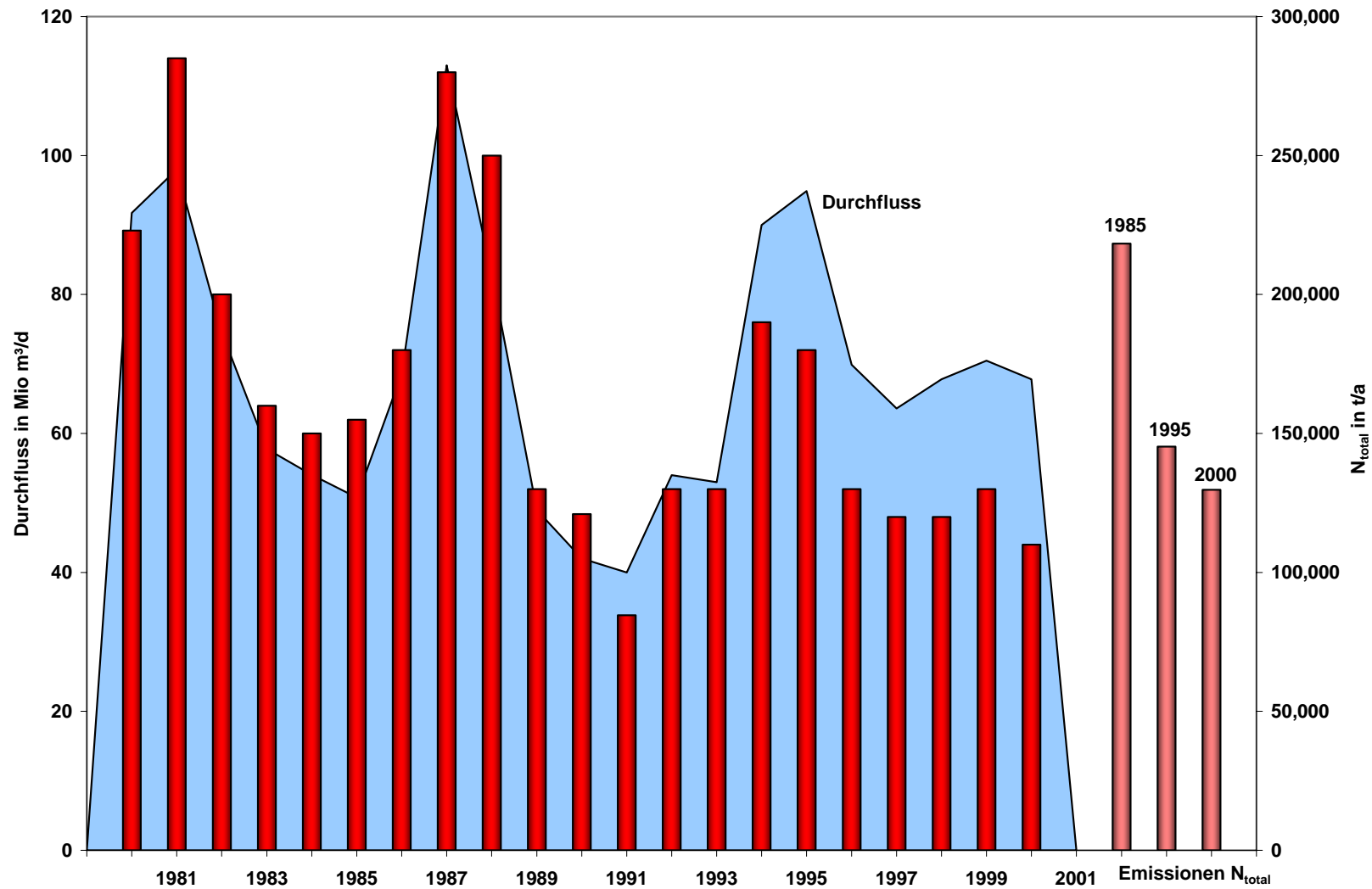


Abb. 3.2.1 Stickstoffemissionen aus dem deutschen Elbe-Einzugsgebiet im Vergleich zu den Stickstofffrachten an der Messstelle Elbe, Seemannshöft

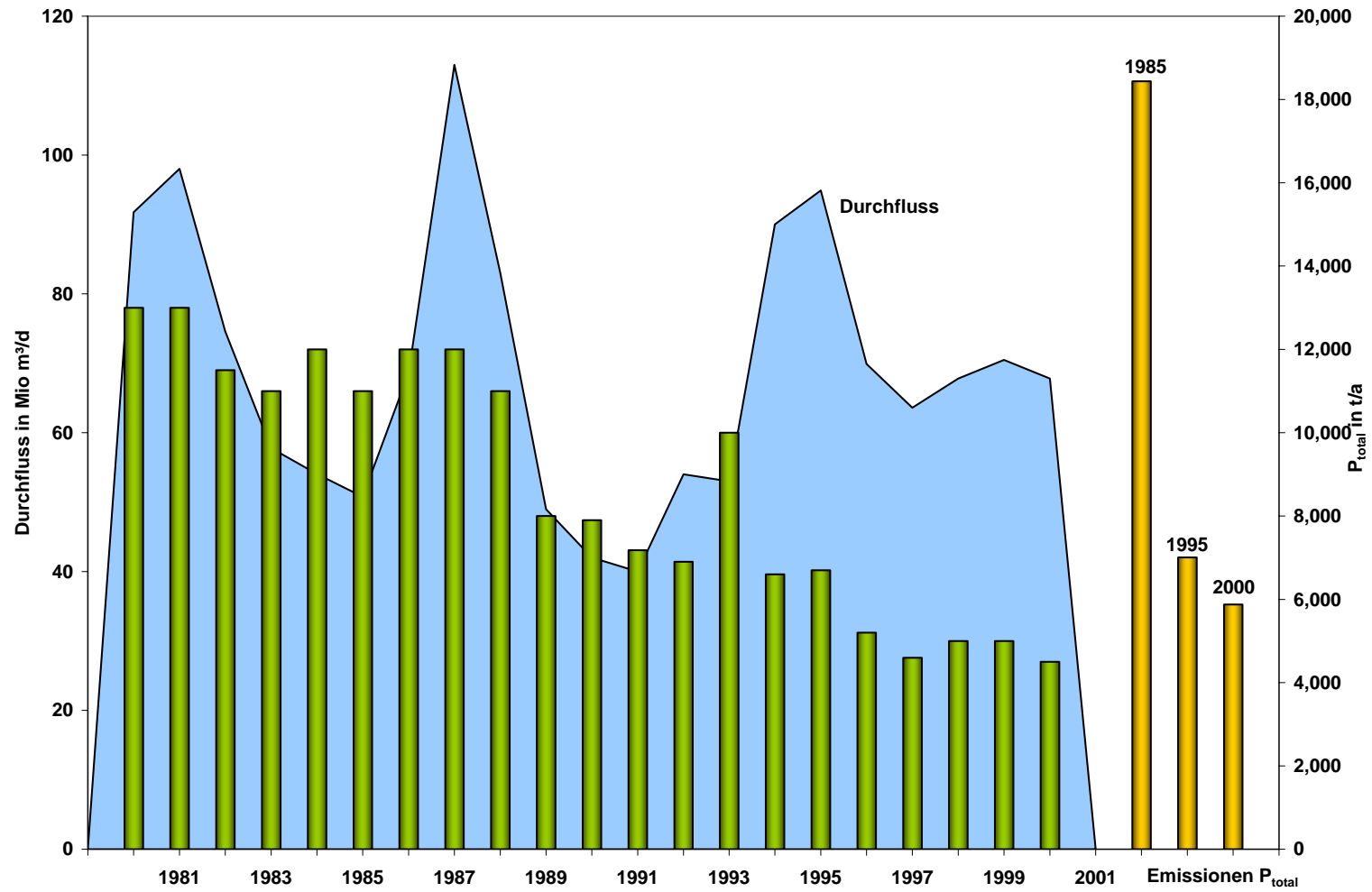


Abb. 3.2.2 Phosphoremissionen aus dem deutschen Elbe-Einzugsgebiet im Vergleich zu den Phosphorfrachten an der Messstelle Elbe, Seemannshöft

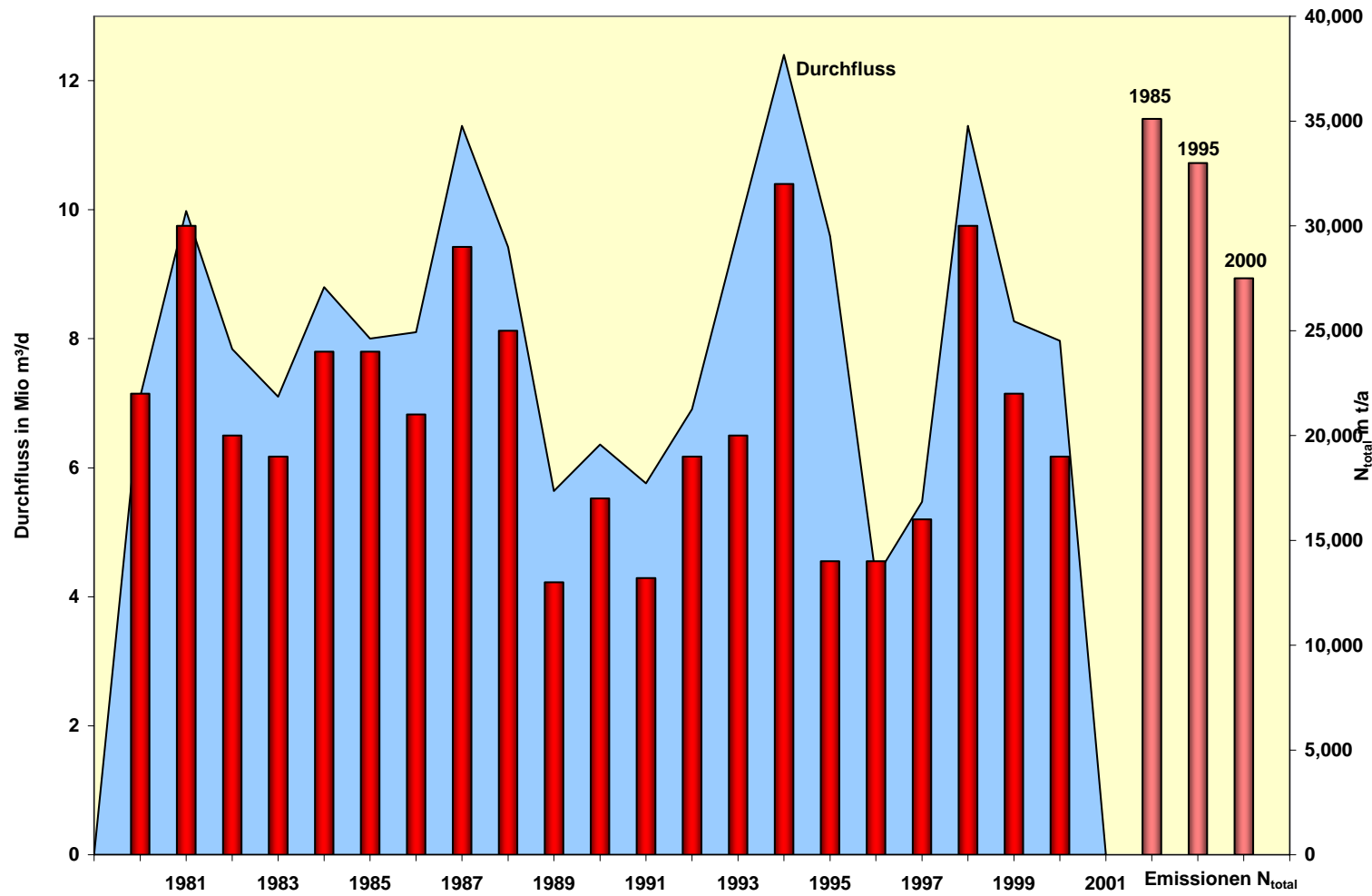


Abb. 3.2.3 Stickstoffemissionen aus dem deutschen Ems-Einzugsgebiet im Vergleich zu den Stickstofffrachten an der Messstelle Ems, Herbrum

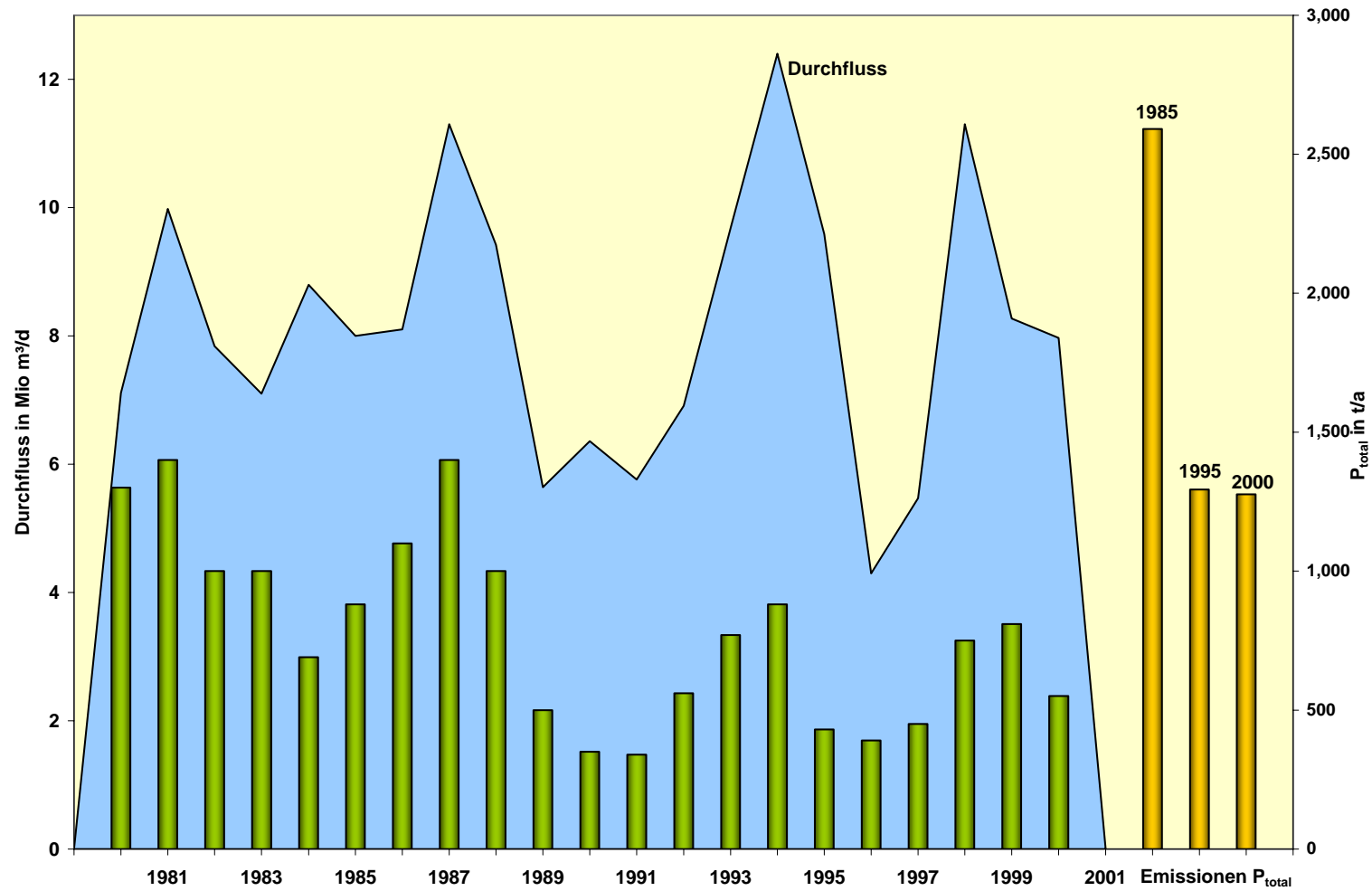


Abb. 3.2.4 Phosphoremissionen aus dem deutschen Ems-Einzugsgebiet im Vergleich zu den Phosphorfrachten an der Messstelle Ems, Herbrum

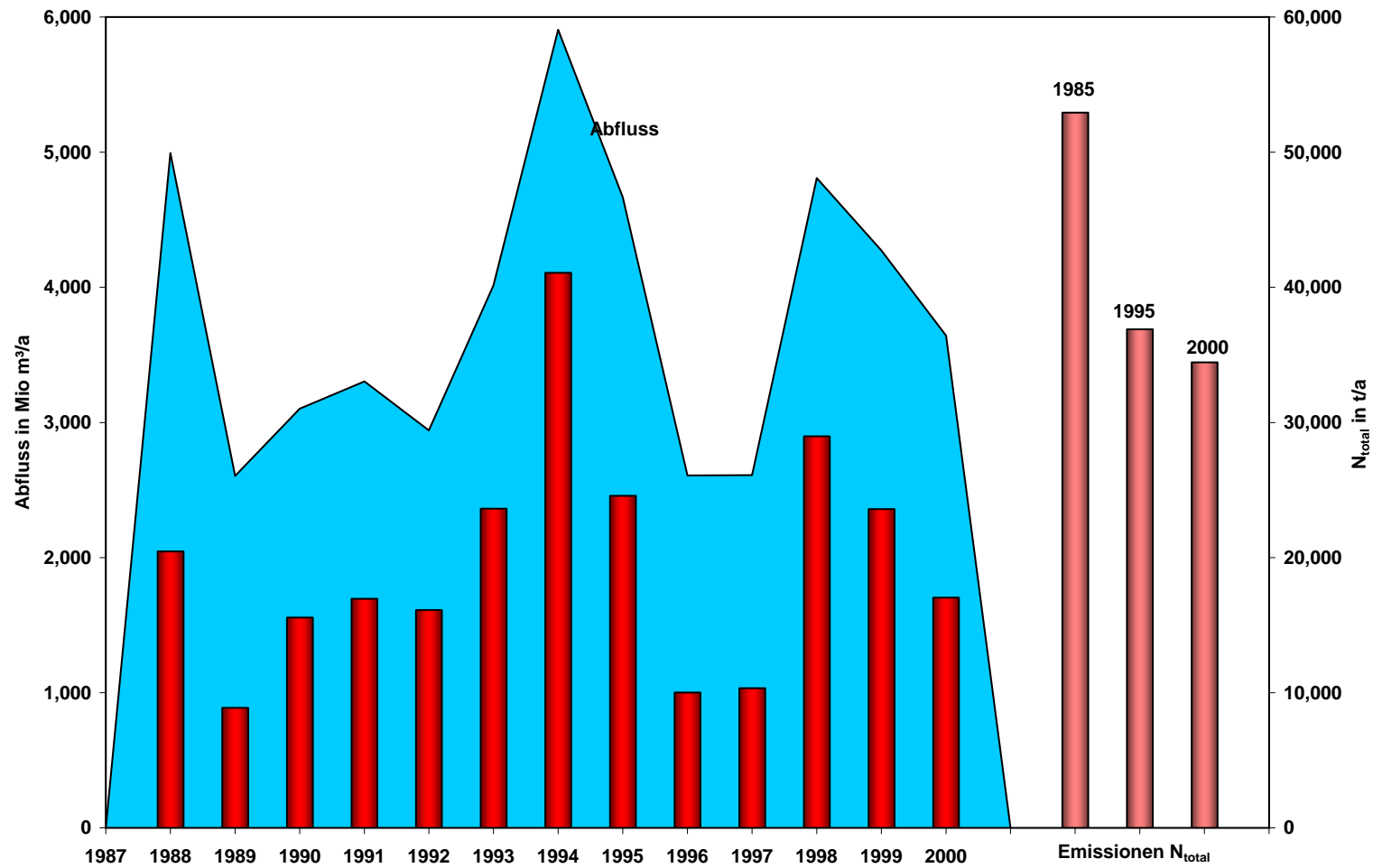


Abb. 3.2.5 Deutsches Ostsee-Einzugsgebiet: Stickstoffemissionen im Vergleich zu den Flusseinträgen

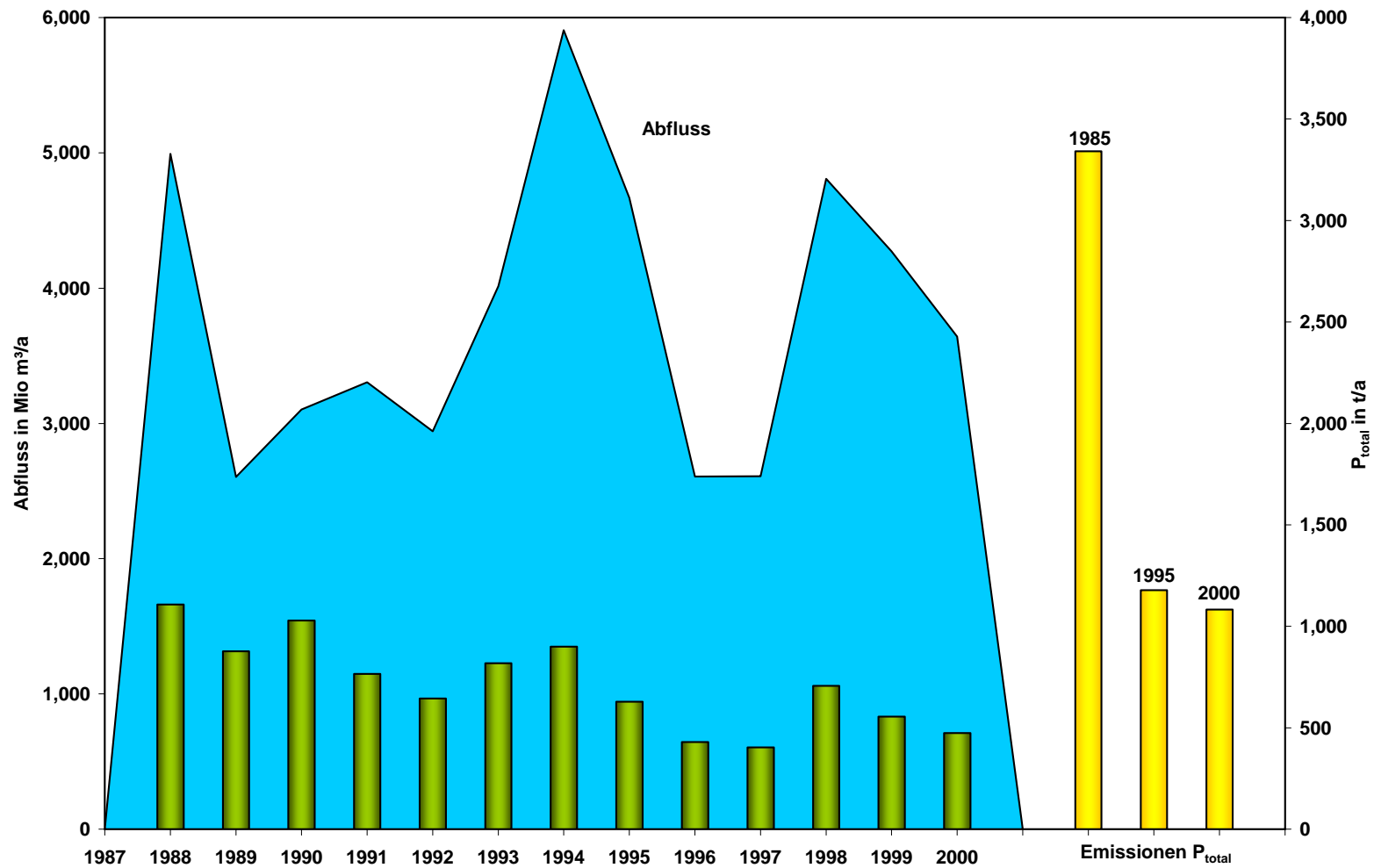


Abb. 3.2.6 Deutsches Ostsee-Einzugsgebiet: Phosphoremissionen im Vergleich zu den Flusseinträgen

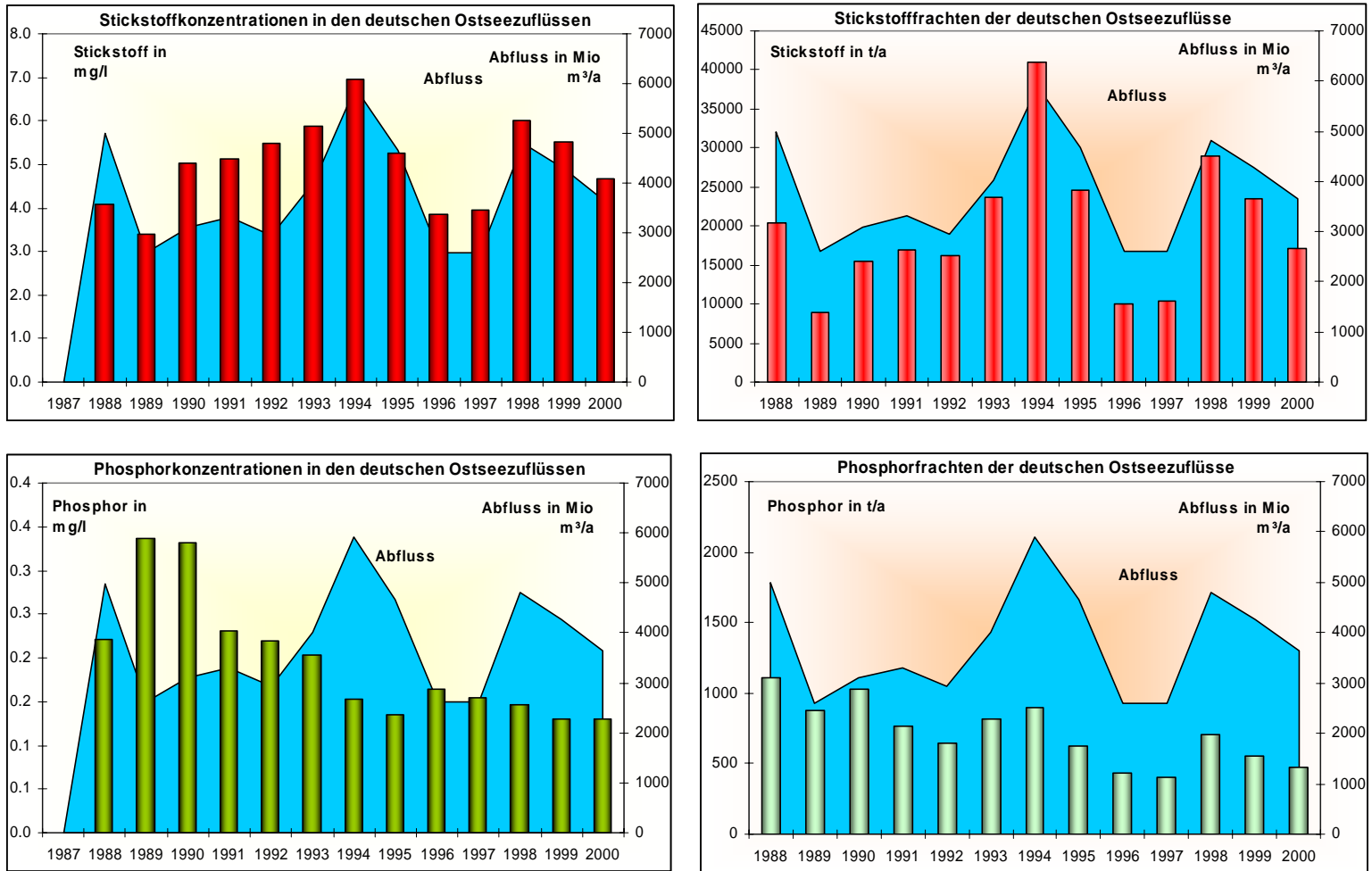


Abb. 3.3.1 Nährstoffkonzentrationen und –frachten der deutschen Ostseezuflüsse im Vergleich zum Abfluss für 1988 bis 2000 (100% Einzugsgebiet)

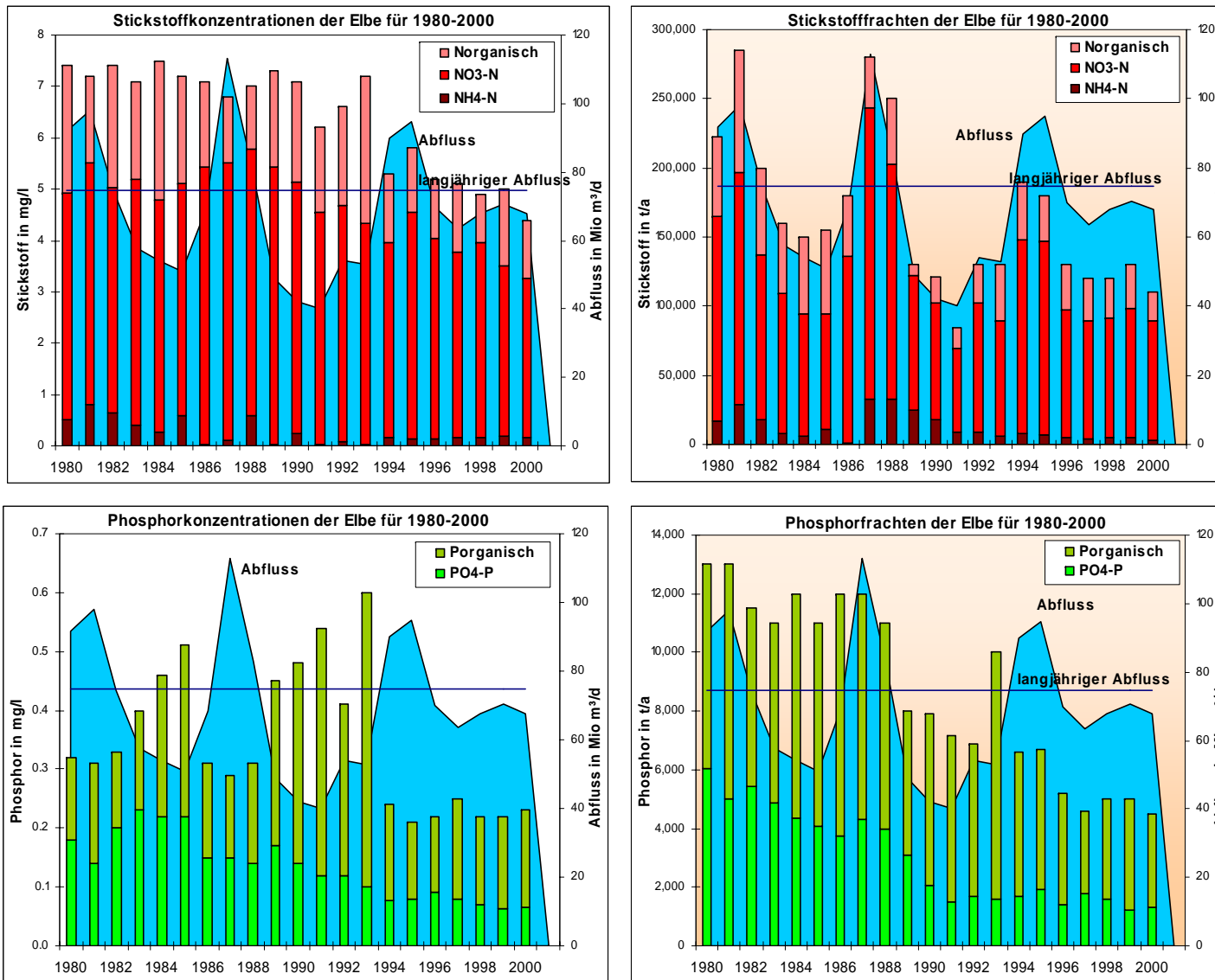


Abb. 3.4.1 Nährstoffkonzentrationen und –frachten der Elbe (Messstelle: Glückstadt; ab 1988 Grauerort; ab 1994 Seemannshöft) im Vergleich zum Abfluss 1980 - 2000

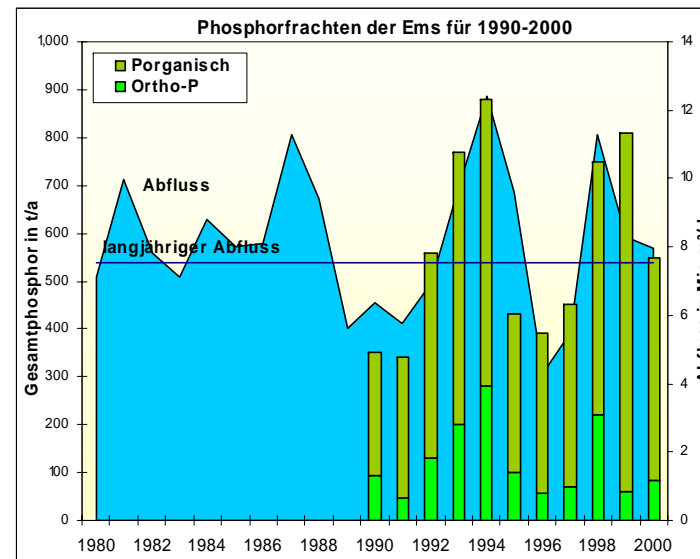
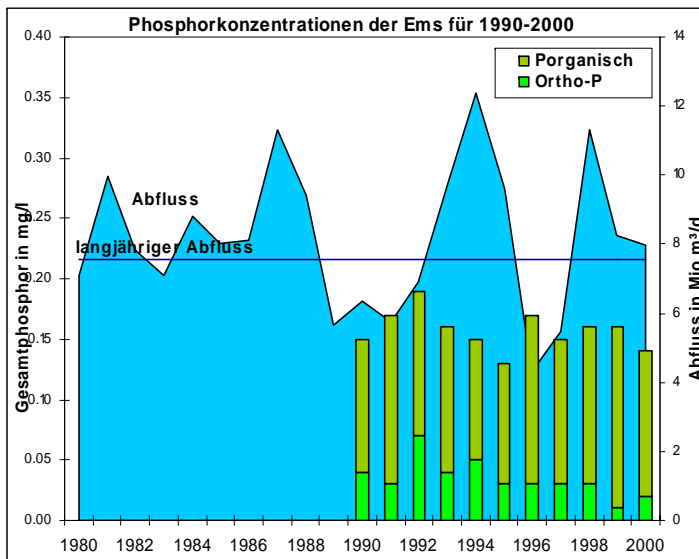
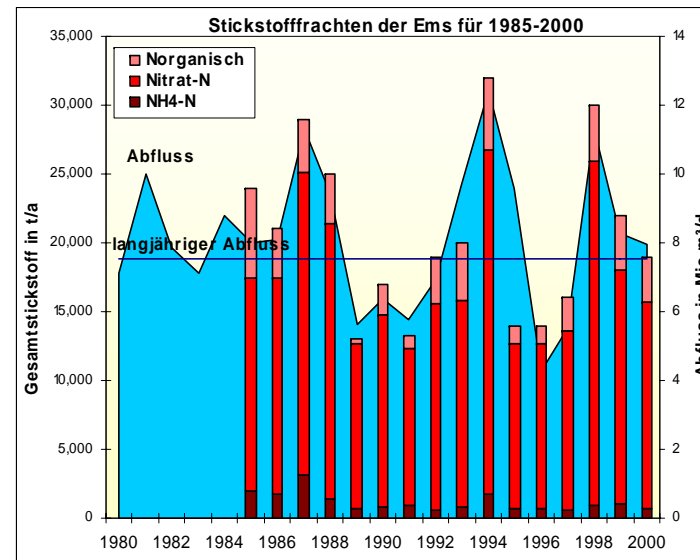
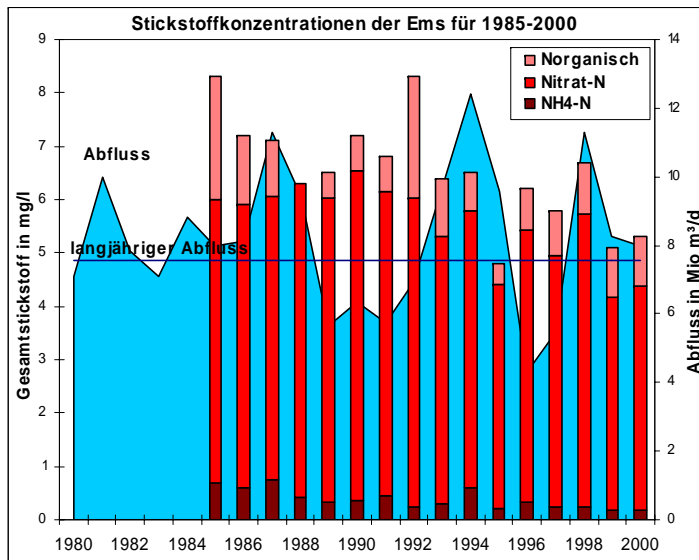


Abb. 3.4.2 Nährstoffkonzentrationen und –frachten der Ems (Messstelle: Herbrum) im Vergleich zum Abfluss für 1980 bis 2000

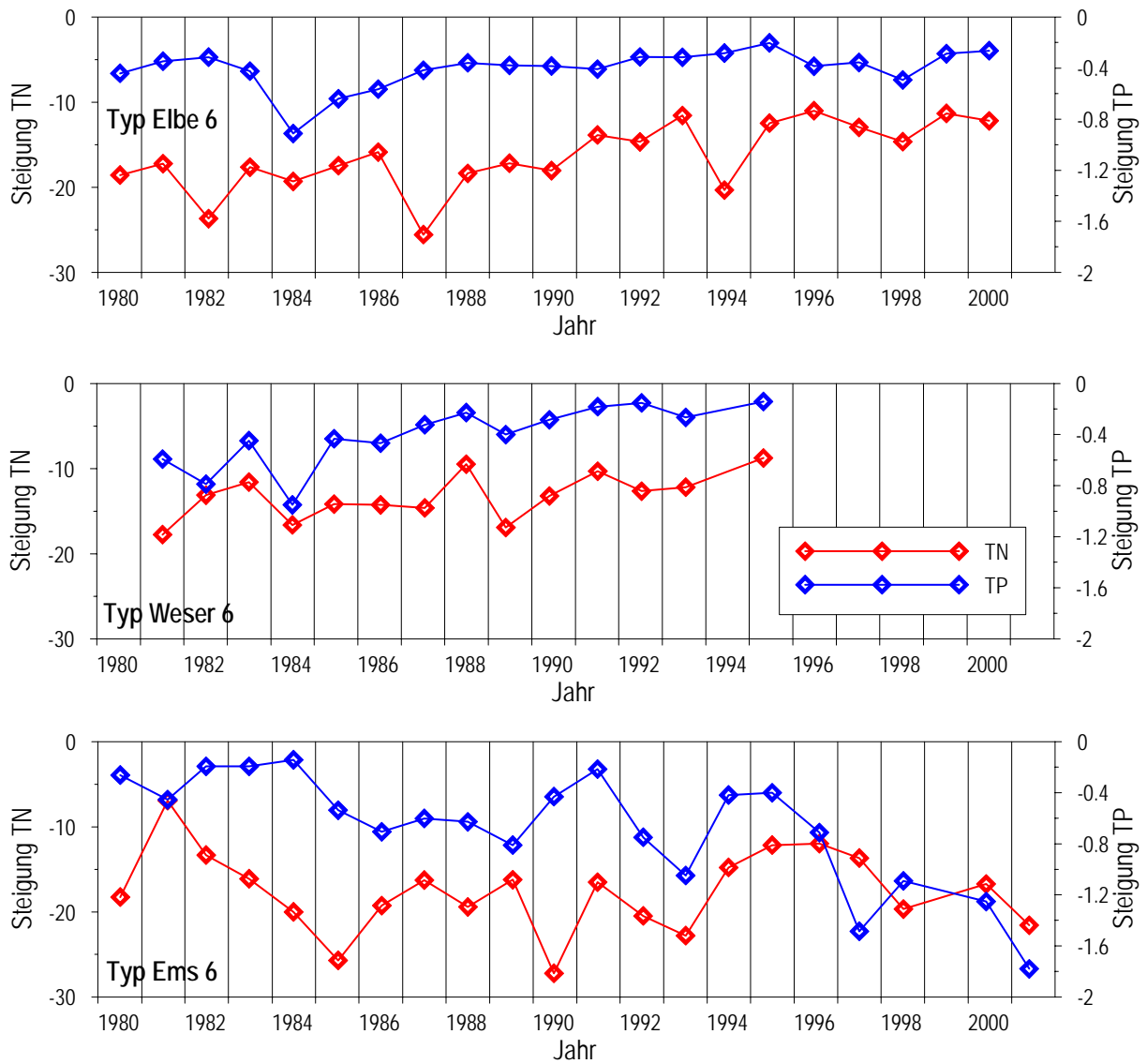
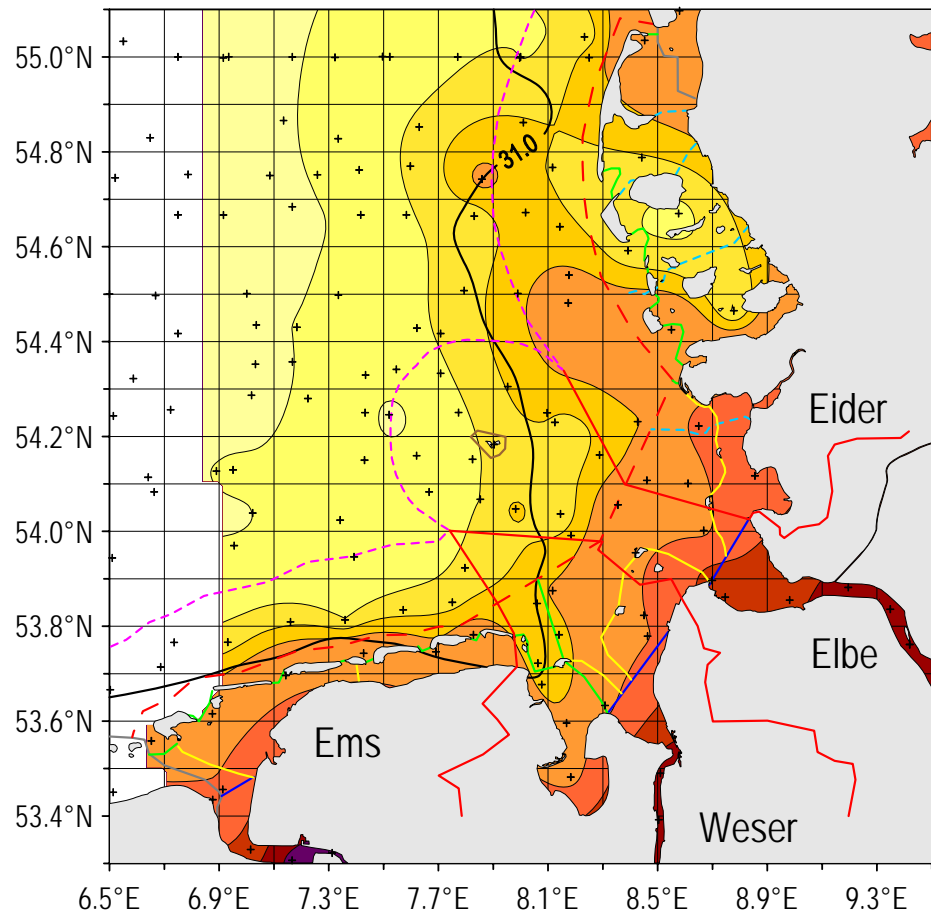
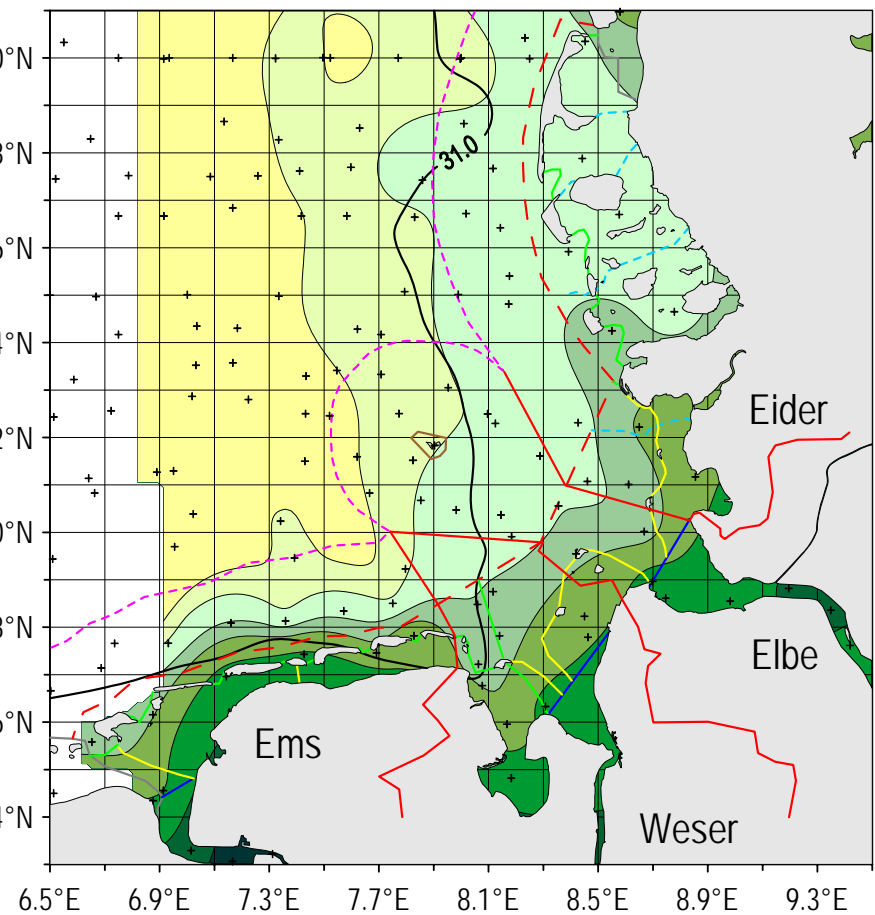
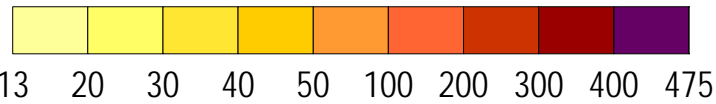


Abb. 3.4.3 Rückgang der Nährstoffkonzentrationen in den Übergangsgewässern (Steigungen der Geraden aus Mischdiagrammen)



TN-Ganzjahresmittelwerte [μM], 1998 - 2002 an der Oberfläche



TP-Ganzjahresmittelwerte [μM], 1998 - 2002 an der Oberfläche

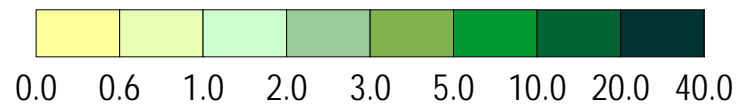


Abb. 3.4.4 Rezente Nährstoffgradienten in der Deutschen Bucht

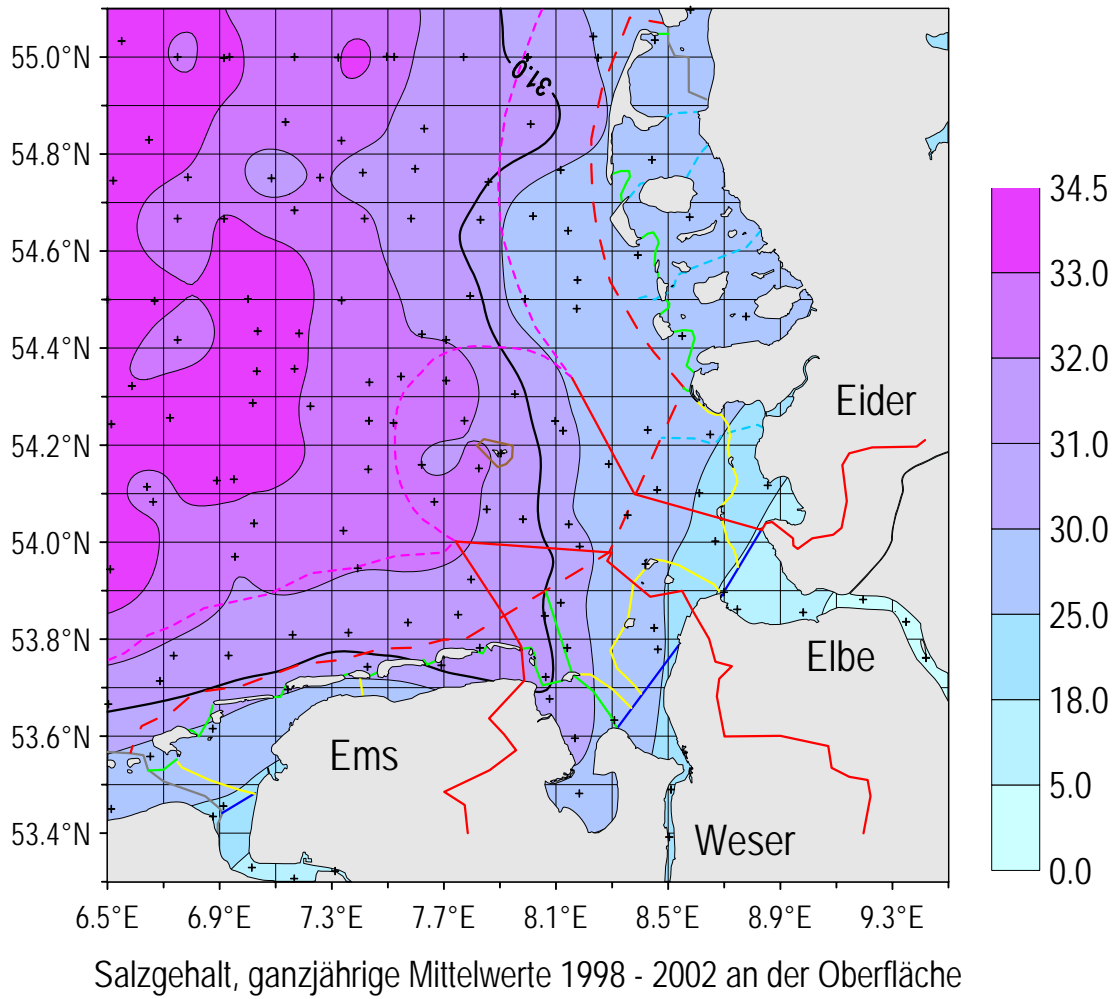


Abb. 3.4.5 Salzgradienten in der Deutschen Bucht

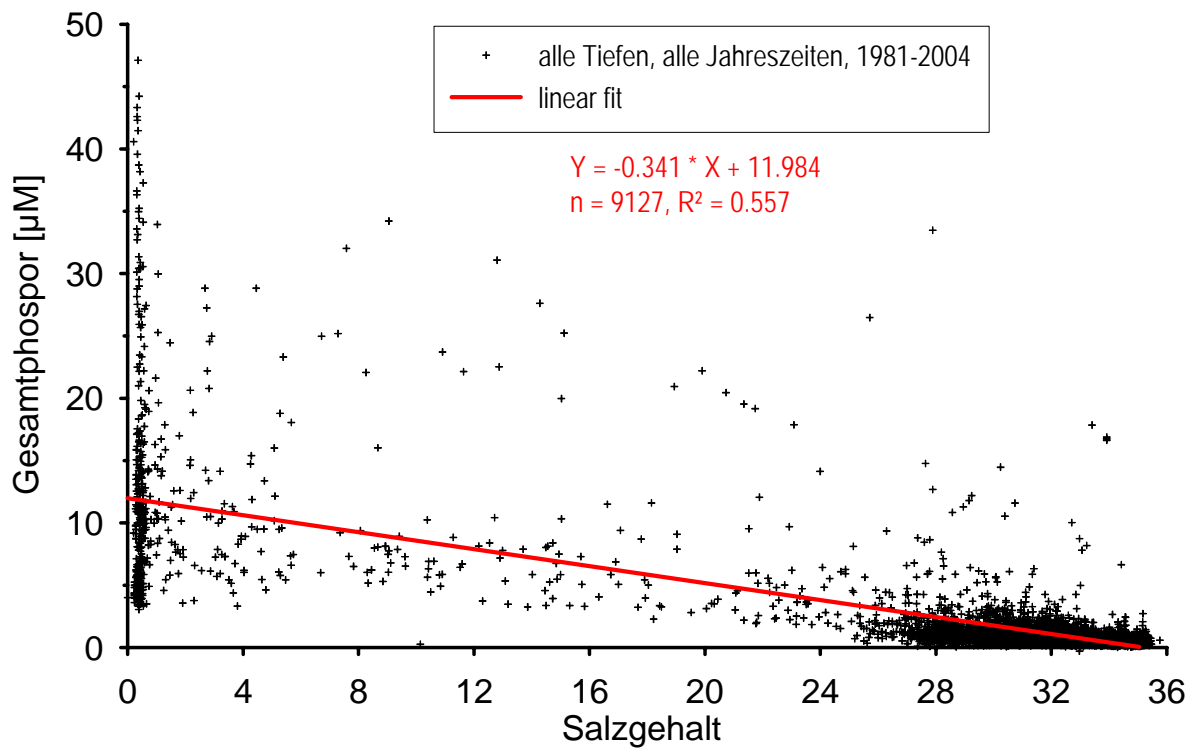
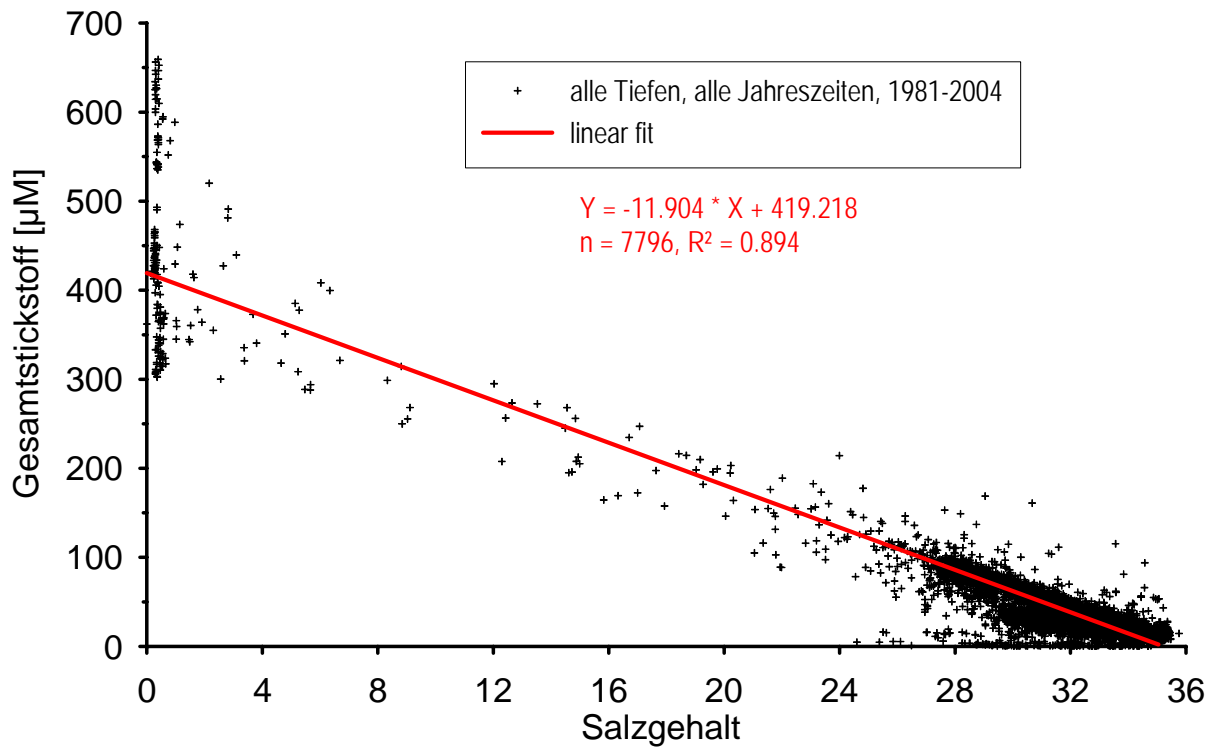


Abb. 3.4.6 Ausgewählte Mischdiagramme in der Deutschen Bucht

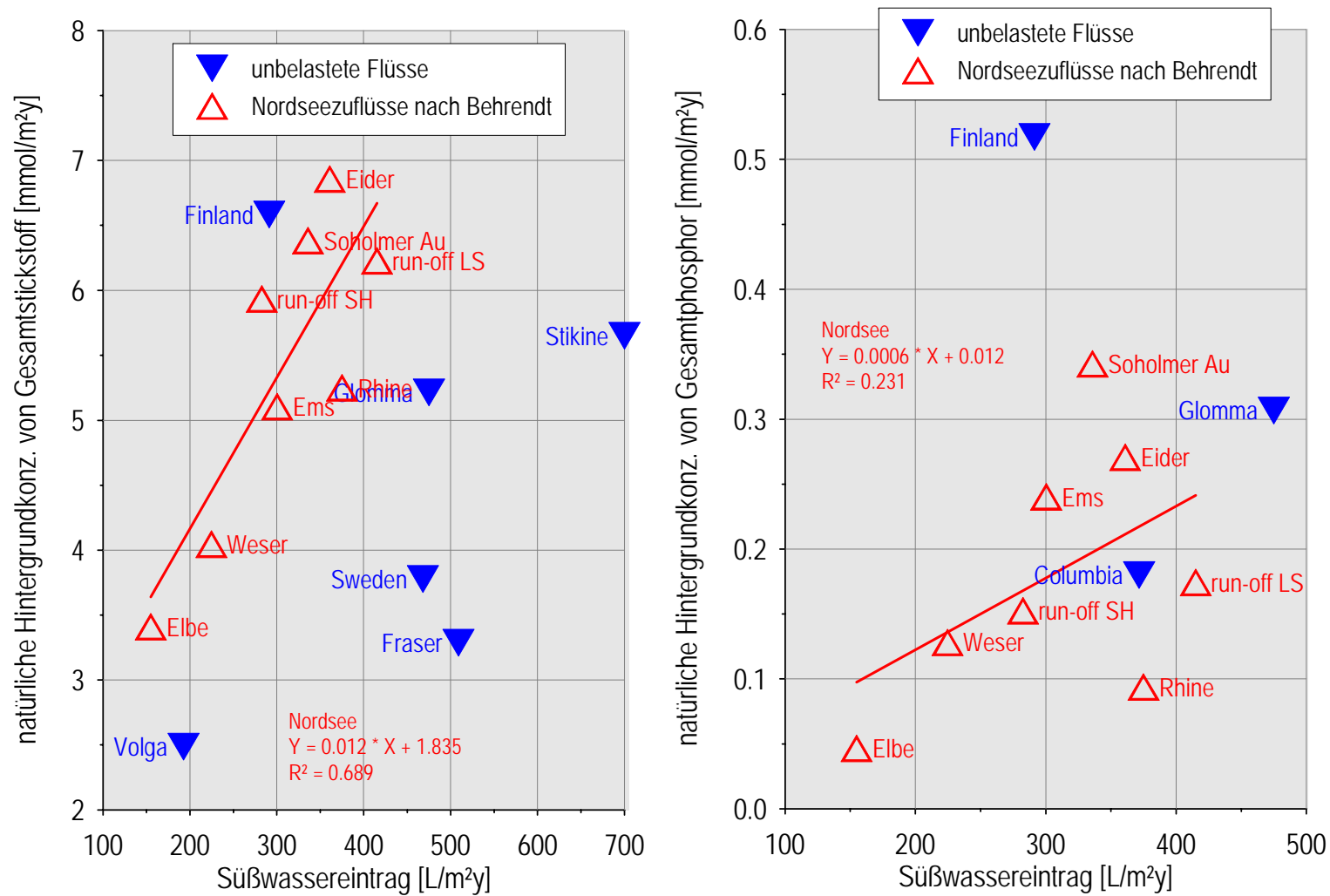


Abb. 4.1.1 Korrelationen zwischen flächenspezifischen Referenzwerten und Süßwassereinträgen im Bereich der Deutschen Bucht, im Vergleich mit unbelasteten Flüssen

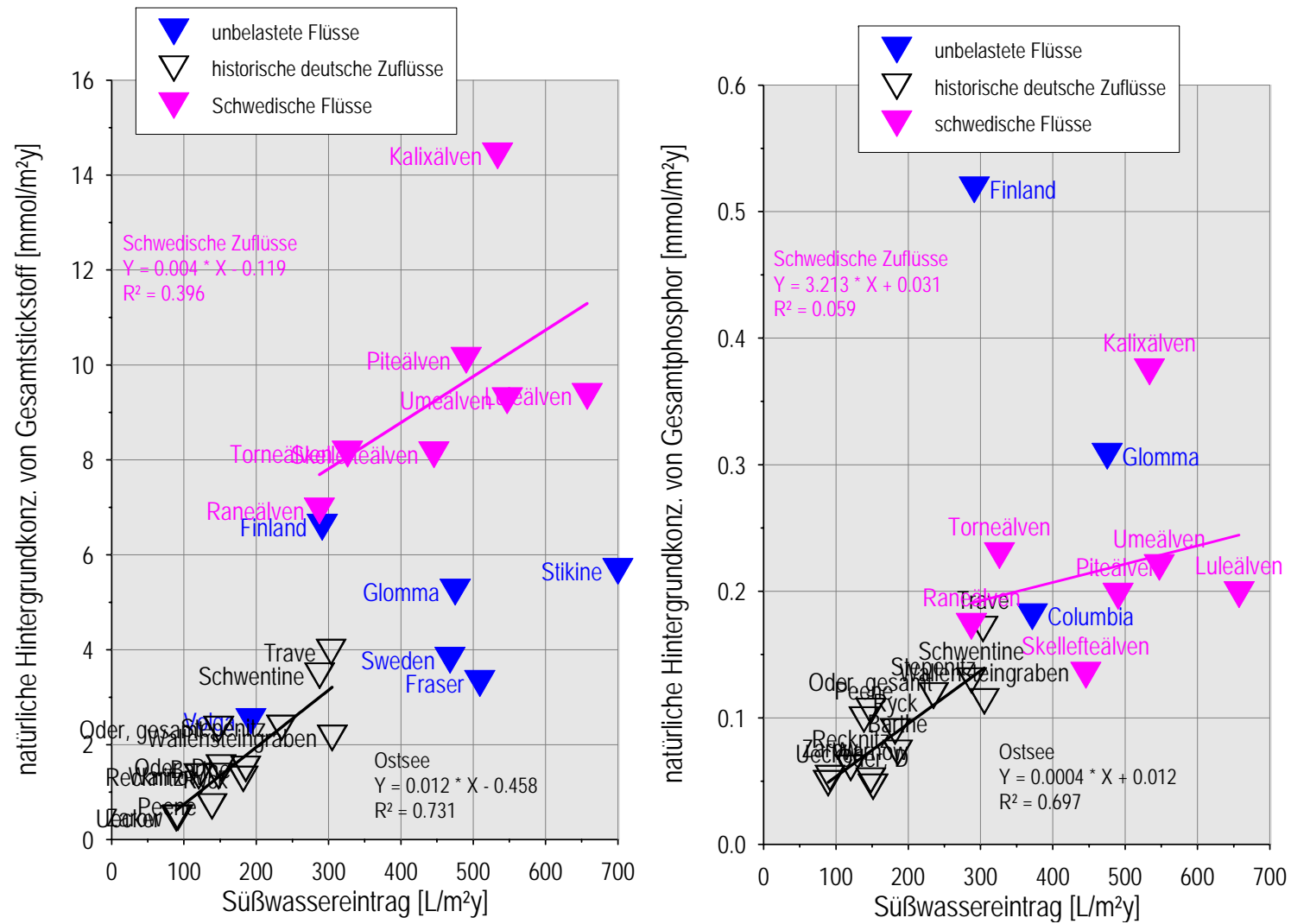


Abb. 4.1.2 Korrelationen zwischen flächenspezifischen Referenzwerten und Süßwassereinträgen im Bereich der Deutschen Ostseeküste, im Vergleich mit unbelasteten Flüssen

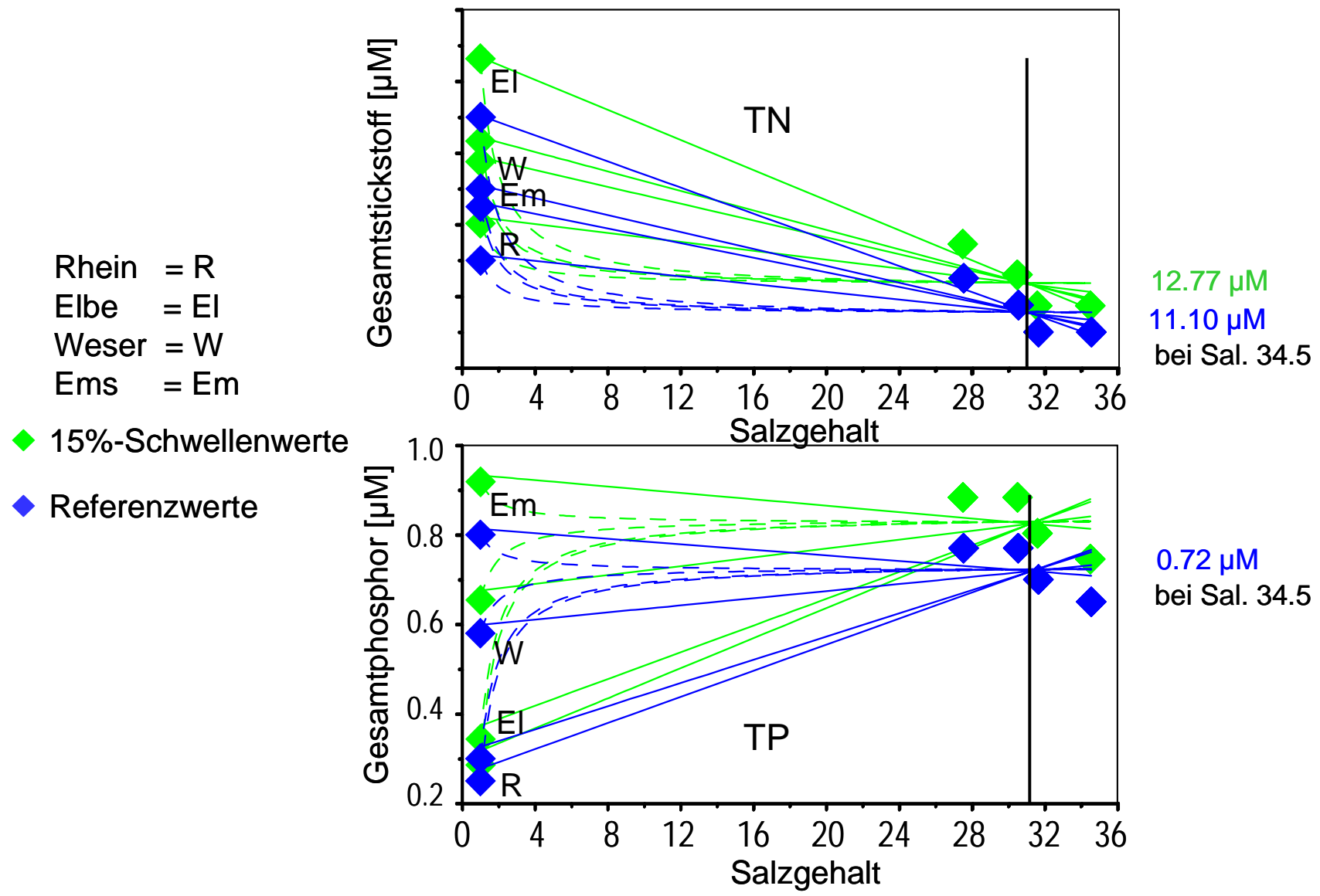


Abb. 4.1.3 Mischdiagrammanaloge Auftragung natürlicher Hintergrundkonzentrationen von TN und TP

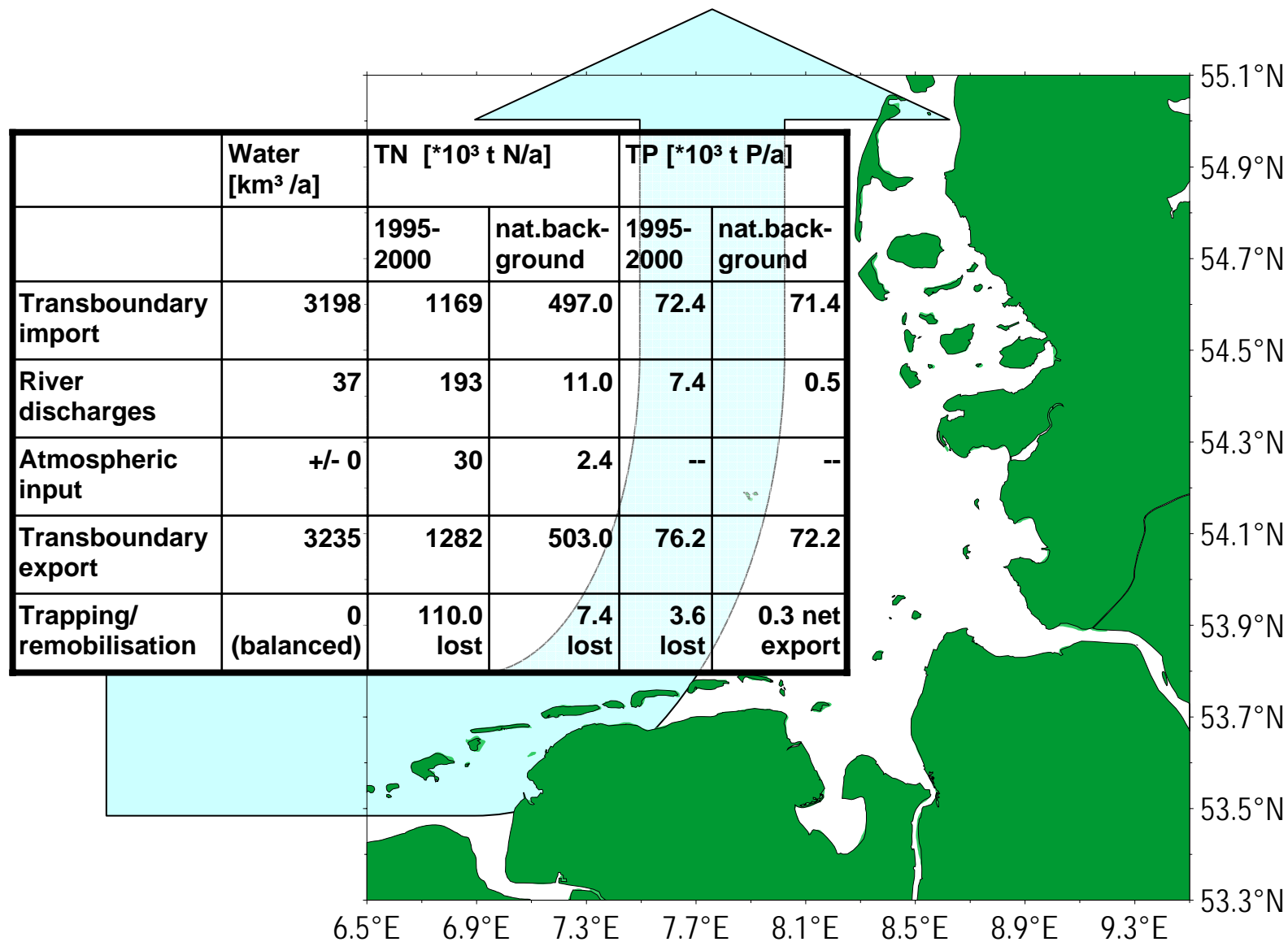


Abb. 5.1 Nährstoff-Budget für die Deutsche Bucht