



**Hintergrundpapier zur Ableitung
der überregionalen Bewirtschaftungsziele
für die Oberflächengewässer im deutschen Teil
der Flussgebietseinheit Elbe
für den Belastungsschwerpunkt**

Nährstoffe

FGG ELBE

Stand: 11.06.2009



Inhalt

1	<u>VERANLASSUNG</u>	3
2	<u>ÜBERREGIONALE ZIELE IM KONTEXT DER WASSERRAHMENRICHTLINIE</u>	3
3	<u>EUTROPHIERUNG</u>	4
3.1	WISSENSSTAND	4
3.2	NÄHRSTOFFE IN KÜSTENGEWÄSSERN	5
3.3	HANDLUNGSZIELE AUS SICHT DER KÜSTENGEWÄSSER	7
4	<u>NÄHRSTOFFEINTRÄGE DER FGG ELBE IN DIE KÜSTENGEWÄSSER</u>	9
4.1	AKTUELLE NÄHRSTOFFEINTRÄGE UND ENTWICKLUNG DER NÄHRSTOFFEINTRÄGE	9
4.2	MODELLIERTE NÄHRSTOFFEINTRÄGE MIT MONERIS	11
4.3	ZWISCHENZIEL FÜR DEN ERSTEN BEWIRTSCHAFTUNGSZEITRAUM	13
5	<u>MAßNAHMEN ZUR REDUZIERUNG DER NÄHRSTOFFKONZENTRATIONEN</u>	17
6	<u>ÜBERPRÜFUNG DER ZIELERREICHUNG</u>	18
7	<u>UNSICHERHEITEN</u>	19
8	<u>AUSBLICK</u>	19
9	<u>LITERATURVERZEICHNIS</u>	19
10	<u>ANHANG</u>	21
10.1	DOKUMENTATION FRACHTBERECHNUNG	21
10.2	DOKUMENTATION FRACHTNORMIERUNG	22

1 **Veranlassung**

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der Europäischen Gemeinschaft setzt ihren Mitgliedsstaaten ambitionierte Umweltziele beim Gewässerschutz. Sie sind aufgefordert, eine weitere Verschlechterung des Zustands der aquatischen Ökosysteme zu verhindern und bis zum Jahr 2015 in natürlichen Oberflächengewässern und im Grundwasser einen guten Zustand und bei als erheblich verändert und künstlich eingestuftem Wasserkörpern ein gutes ökologisches Potenzial und einen guten chemischen Zustand herzustellen. Um die Ziele der WRRL zu erreichen, schreibt die WRRL eine stufenweise Bewirtschaftung der Gewässer vor. Mit einer flächendeckenden Bestandsaufnahme sowie einem biologischen und chemischen Monitoring wurden zunächst Zustand und Belastungen aller Wasserkörper ermittelt. Darauf aufbauend werden bis zum 22. 12. 2009 für eine Flussgebietseinheit Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme aufgestellt, in denen beschrieben ist, wie durch grundlegende und gegebenenfalls ergänzende und zusätzliche Maßnahmen für einen Bewirtschaftungszeitraum von sechs Jahren die bestehenden Belastungen verringert und so der Zustand der aquatischen Ökosysteme verbessert werden soll. Die Maßnahmenprogramme sind innerhalb des ersten Bewirtschaftungszeitraums umzusetzen. Die Wirkung dieser Maßnahmen wird durch eine erneute Bestandsaufnahme im Rahmen der Monitoringprogramme überprüft, um aus deren Ergebnissen gegebenenfalls weitere Maßnahmen für die nachfolgenden Bewirtschaftungszeiträume abzuleiten.

Die Flussgebietseinheit Elbe hat im Rahmen der Erstellung des Bewirtschaftungsplans und Maßnahmenprogramms wichtige Wasserbewirtschaftungsfragen für das Elbe Einzugsgebiet erarbeitet, für die länderübergreifend abgestimmte Bewirtschaftungsansätze formuliert werden müssen. In der Flussgebietseinheit Elbe wurden folgende überregional bedeutsame Wasserbewirtschaftungsfragen festgestellt:

- Belastungen durch Nährstoffeinträge,
- Belastungen durch Schadstoffeinträge,
- Belastungen durch hydromorphologische Veränderungen, wie fehlende Durchgängigkeit,
- Belastungen durch Wasserentnahmen und Überleitungen, sowie
- Belastungen durch den Bergbau.

In diesem Hintergrundpapier wird der Belastungsschwerpunkt Nährstoffeinträge bearbeitet, dabei stehen folgende Fragen im Vordergrund:

- Wie wirken Nährstoffeinträge in aquatischen Ökosystemen?
- Wie haben sich Nährstoffeinträge und Frachten in der Flussgebietseinheit Elbe in den letzten Jahrzehnten entwickelt?
- Welche Reduzierungsanforderungen sind zur Zielerreichung nach WRRL notwendig?

Darauf aufbauend wird in diesem Hintergrunddokument die Vorgehensweise zur Ableitung eines überregionalen Bewirtschaftungsziels für die angestrebte Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Elbe innerhalb des ersten Bewirtschaftungszeitraums beschrieben.

2 **Überregionale Ziele im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie**

Um die Ziele der WRRL zu erreichen, sind in zahlreichen Wasserkörpern Maßnahmen notwendig, um bestehende Belastungen so zu verringern, dass der Wasserkörper den guten Zustand beziehungsweise das gute ökologische Potenzial erreichen kann. Belastungen können direkt im Wasserkörper oder in seinem Einzugsgebiet entstehen. Ein unterhalb liegender Wasserkörper kann die Umweltziele nur erreichen, wenn auch die oberhalb in seinem Einzugsgebiet entstehenden Belastungen verringert oder beseitigt werden. In solchen Fällen

sind bei der Erstellung des Bewirtschaftungsplans und des Maßnahmenprogramms auch die Anforderungen der Unterlieger mit zu berücksichtigen.

Überregionale Ziele ergeben sich, wenn innerhalb eines Gewässersystems Belastungen über Länder- und Staatengrenzen hinweg wirken. Klassische Beispiele für überregionale Fragestellungen in der Wasserwirtschaft sind Belastungen durch Nähr- und Schadstoffeinträge, durch Wärmeeinleitungen oder aufgrund fehlender Durchgängigkeit. Für den Belastungsschwerpunkt Eutrophierung wurden im Auftrag der Europäischen Kommission vorläufige Empfehlungen zur Berücksichtigung dieses Themas bei der Erstellung der Bewirtschaftungspläne erarbeitet (CIS 2005).

In der FGE Elbe bestehen überregionale Anforderungen an die Nährstoffverhältnisse von Wasserkörpern für die der Elbe vorgelagerten Küstengewässer, den Tideelbestrom sowie den Elbeschlauch. Darüber hinaus ergeben sich Anforderungen an die Nährstoffeinträge bei der Bewirtschaftungsplanung von Seen und Standgewässern sowie Fließgewässern. Bei der überregionalen Bewirtschaftungsplanung zu Nährstoffeinträgen der Flussgebietseinheit Elbe wird davon ausgegangen, dass die Anforderungen, die sich aus den Küstengewässern ergeben, am weitreichendsten sind und deren Erfüllung auch die Anforderung im Elbestrom erfüllt.

3 Eutrophierung

3.1 Wissensstand

Der Begriff „Eutrophierung“ beschreibt eine anthropogen erhöhte Verfügbarkeit von das Wachstum limitierenden Nährstoffen wie Stickstoff oder Phosphor, die nach den Definitionen der Meeresschutzabkommen und der Trinkwasserrichtlinie zu unerwünschten Störungen der aquatischen Lebensgemeinschaften führen. Eutrophierung ist sowohl in terrestrischen, als auch aquatischen und semiaquatischen Ökosystemen ein ernsthaftes Umweltproblem. In aquatischen Systemen sind von der Eutrophierung Seen und Standgewässer, Küsten- und Übergangsgewässer aber auch Fließgewässer betroffen (Hilton et al. 2006, Vollenweider & Kerekes 1982). Die erhöhte Nährstoffverfügbarkeit bewirkt direkt ein besseres Wachstum konkurrenzstarker Arten, in deren Folge sich das Artengefüge einer Lebensgemeinschaft dauerhaft verschieben kann und damit das Gleichgewicht und die Funktionsfähigkeit natürlicher Ökosysteme gestört werden (Nixon 1990, Andersen et al. 2006, Wassen et al. 2005). In aquatischen Ökosystemen äußern sich direkte Eutrophierungserscheinungen in einem vermehrten Algen- und Makrophytenwachstum, welches indirekte Wirkungen bis hin zu Sauerstoffarmut bzw. -übersättigung und damit verbundenen Fischsterben auslösen kann (Abb. 1). Neben ökologischen Auswirkungen kann Eutrophierung auch ökonomische Auswirkungen haben (Pretty et al. 2003), wenn zum Beispiel in Folge von Badeverboten dem Tourismus Einnahmen entgehen und die Lebensqualität für die Bevölkerung sinkt, oder wenn bei Blaualgenblüten, die Versorgung der Bevölkerung mit gesundheitlich unbedenklichem Trinkwasser gefährdet ist.

Die negativen Begleiterscheinungen, die durch eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit in allen aquatischen Ökosystemen auftreten, in Gewässern einzudämmen, ist bereits seit langem ein anerkanntes Ziel im Gewässerschutz, welches mit diversen europäischen Richtlinien und internationalen Vereinbarungen verfolgt wird. Die Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG) verfolgt das Ziel, die punktuellen Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer zu vermindern, die Nitratrichtlinie (91/676/EWG) beabsichtigt, die diffusen Stoffeinträge in Grund- und Oberflächengewässer durch Einhaltung einer standortgerechten Landnutzung zu reduzieren. Die internationalen Meeresschutzabkommen wie OSPAR für die Nordsee und HELCOM für die Ostsee, haben unter anderem zum Ziel, die Nährstoffeinträge in die Meere gegenüber den Frachten aus Mitte der 1980er Jahren zu halbieren. Durch die WRRL werden die Aktivitäten zur Verringerung der Nährstoffkonzentrationen und -frachten, die sich aus bestehenden europäischen Richtlinien ergeben, gebündelt. Gleichzeitig können sich aus den in die Zustandsbewertung der Wasserkörper durch die WRRL aufgenommen biologischen Qualitätskomponenten und den in der WRRL festgeschriebenen Umweltzielen auch weitergehende Anforderungen an die Wasserbeschaffenheit als aus den bisherigen Richtlinien ergeben. Besonders sensibel auf Änderungen der Nährstoffverfügbarkeit reagieren die floris-

tischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Phytobenthos und Makrophyten. Die faunistischen Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos werden meist nur indirekt über die sich direkt veränderte Biomasse ihrer Nahrungsressourcen in ihrem Vorkommen und ihrer Häufigkeit beeinflusst.

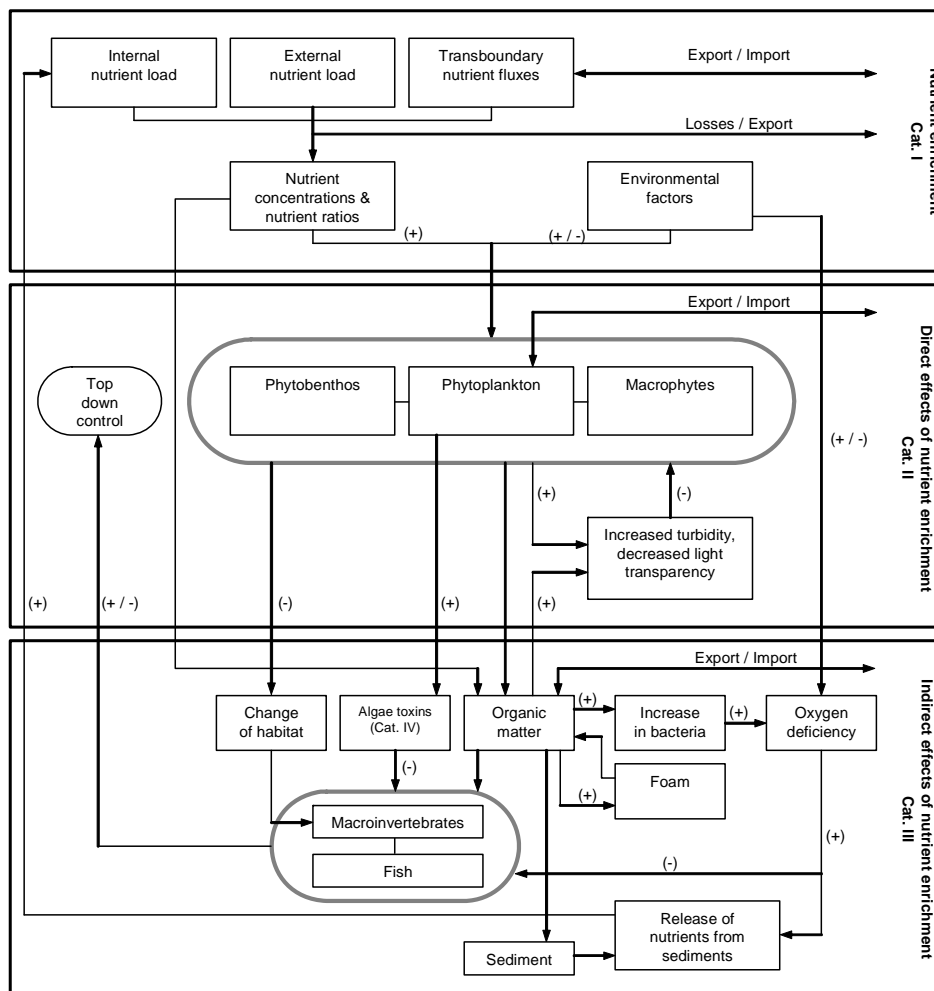


Abb. 1: Konzeptioneller Rahmen zur Ermittlung von Eutrophierungserscheinungen in allen Gewässerkategorien. '+' kennzeichnet Anreicherung / Zunahme, '-' kennzeichnet Verringerung / Abnahme. Abgerundete Boxen kennzeichnen biologische Qualitätskomponenten der WRRL (Quelle: CIS 2006).

3.2 Nährstoffe in Küstengewässern

Für die überregionale Bewirtschaftungsplanung sind die Nährstoffeinträge in die Küstengewässer von zentraler Bedeutung, weil die Lebensgemeinschaften in den Wasserkörper der Küstengewässer in der Nordsee besonders empfindlich auf erhöhte Nährstoffeinträge reagieren. Die Wirkung einer anthropogen bedingt erhöhten Nährstoffverfügbarkeit in der Nordsee und dem Wattenmeer ist im internationalen Vergleich bereits seit langem sehr gut untersucht (Cadée 1984, Cadée & Hegeman 1986, EEA 2001, van Beusekom & de Jonge 2002). Die der Elbe vorgelagerten Küstengewässer erhalten Nährstoffe über den nach Norden fließenden küstenparallelen Meeresstrom, sowie über die durch die Elbe in Richtung Nordsee transportierten Frachten und die Atmosphäre.

Die Nährstoffe werden vor allem vom Phytoplankton aufgenommen und bewirken je nach Saison in der Wassersäule eine Massenentwicklung bestimmter Algenarten. Im Frühjahr wird das Wachstum der Kieselalgen durch die Silikatverfügbarkeit begrenzt. Die sich anschließende Blüte von nicht auf Kieselsäure angewiesenen Phytoplanktonarten (z.B. *Phaeocystis spec.*) wird durch die Stickstoffverfügbarkeit begrenzt. Eine eventuell folgende, weitere Algenblüte kann durch die Phosphorverfügbarkeit begrenzt werden. Als Folge der Algenblüten verringern sich die Sauerstoffkonzentrationen in der Wassersäule und am Gewässerboden und die Lichtverfügbarkeit nimmt ab. Diese Veränderung der abiotischen Faktoren wirkt sich auf das Vorkommen und die Abundanzen von Großalgen, Wasserpflanzen, Makrozoobenthos und Fischen aus.

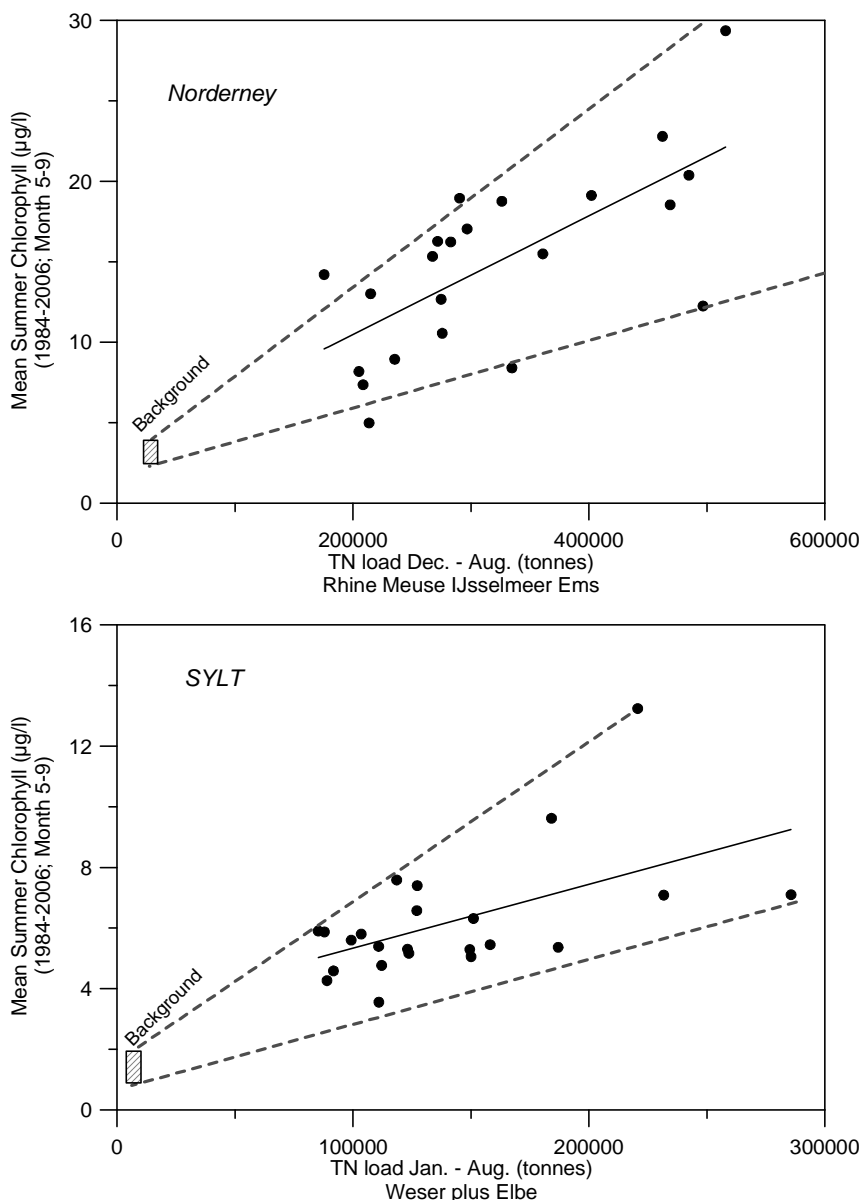


Abbildung 2: Korrelation zwischen den Stickstoffeinträgen durch Flüsse und der mittleren Sommer-Chlorophyll Konzentration (Mittelwert Mai – September) für Sylt und Norderney. Für Sylt wurden die Flusseinträge der Weser und Elbe von Januar bis August genommen, weil Einträge nach August das Sommerplankton nicht mehr beeinflussen können (QSR 2004). Für Norderney wurden die Einträge durch Rhein und Maas genommen (QSR 2004). Auch hier wurden die Einträge nach August nicht berücksichtigt, aber der Zeitraum wurde um einen Monat verlängert (Dezember des Vorjahrs) um den längeren Weg von der Rheinmündung bis nach Norderney zu berücksichtigen. Die jeweiligen Hintergrundwerte sind ebenfalls eingezeichnet (Quelle: Beusekom 2008b).

Erhöhte Nährstoffkonzentrationen gelten daher als eine der Ursachen – im Sprachgebrauch der WRRL Belastungen – für das Verfehlen des guten ökologischen Zustands in den Küstenwasserkörpern. Daher wird – wie schon mit dem OSPAR-Abkommen begonnen – zur Erhaltung und Wiederherstellung der Funktionsfähigkeit der marinen Ökosysteme der der Elbe vorgelagerten Küstenwasserkörper eine Verringerung der Nährstoffkonzentrationen gefordert. Diese Forderung beruht auf der These, dass Indikatoren für Eutrophierungserscheinungen mit den Zustandsindikatoren nach WRRL in Beziehung stehen. Diese These kann in der Praxis nicht direkt überprüft werden, weil die Referenzsysteme in Küstengewässern bei gleichem Gewässertyp nicht mehr vorkommen. Daher kann die These nur indirekt überprüft werden.

Eutrophierungserscheinungen in Küstengewässern werden über unterschiedliche Parameter wie die Zusammensetzung und Häufigkeit des Phytoplanktons, die Primärproduktion, die Sichttiefe oder die Chlorophyll a Biomasse indiziert (Andersen et al. 2006). Die Chlorophyll a Biomasse ist ein geeigneter Indikator, um die Nährstoffbelastung eines Wasserkörpers zu ermitteln. Weil dieser Wert einfach und sicher bestimmt werden kann und bereits langjährige Messreihen aus der Vergangenheit vorliegen, wurde die Chlorophyll a Biomasse als Parameter für die Beurteilung des Zustands der Küstengewässer im Rahmen des WRRL-Monitorings ausgewählt und in der Richtlinie festgeschrieben. Untersuchungen zeigen eine signifikante Beziehung zwischen den Nährstoffkonzentrationen und der Chlorophyll a Biomasse (EEA 2001). Auswertungen von van Beusekom (2008, van Beusekom et al. 2008) zeigen darüber hinaus, dass die Menge der Chlorophyll a Biomasse in den Küstengewässern der Nordsee direkt in Beziehung zu den Stickstoffeinträgen aus den einmündenden Fließgewässern steht (Abb. 2).

Aus diesem Zusammenhang kann daher gefolgert werden, dass eine Abnahme der Nährstofffrachten der in die Nordsee mündenden Fließgewässer eine Verringerung der mittleren sommerlichen Chlorophyll a Konzentration bewirkt. Da die Nährstofffrachten als Folge der unter anderem durch das OSPAR-Abkommen initiierten Bemühungen zum Meeresschutz in den vergangenen Jahrzehnten bereits deutlich abgenommen haben, sollte auch die Biozönose der marinen Lebensgemeinschaften positiv auf diese Veränderungen reagieren, und damit die Hypothese ebenfalls indirekt bestätigen. Erste positive Anzeichen der Reaktion der Biozönose auf sich verringernde Nährstoffkonzentrationen haben Reise et al. (2008) berichtet: Das Seegrass *Zostera noltii* hat einige Standorte im Wattenmeer erneut besiedelt und ist dabei sich auszubreiten (Reise & Kohlhus 2008).

Um Eutrophierungserscheinungen in Küstengewässern zu vermindern, sind grundsätzlich sowohl die Stickstoff- als auch die Phosphoreinträge zu verringern, weil die limitierenden Nährstoffe im Laufe des Jahres wechseln und für die Nährstofflimitierung neben der Menge auch das molare Verhältnis der Stickstoff- und Phosphorverbindungen zueinander von Bedeutung ist (Vitousek 2004).

3.3 Handlungsziele aus Sicht der Küstengewässer

Um den guten ökologischen Zustand in den Küstenwasserkörpern der FGE Elbe zu erreichen, ist, wie in 3.2 beschreiben, eine Verringerung der Stickstoff- und Phosphoreinträge notwendig. Die aus ökologischer Sicht notwendigen Reduzierungsanforderungen werden aus den Anforderungen der biologischen Qualitätskomponenten abgeleitet. Als Indikator wird das 90-Perzentil der Chlorophyll-a Konzentration im Sommerhalbjahr (März – September) (entsprechend der im Rahmen der Interkalibrierung in der NEA GIG verwendeten Einheit) verwendet. Das Pflanzenpigment Chlorophyll a kommt in allen marinen Algenarten vor und wird aufgrund der einfachen quantitativen Bestimmbarkeit häufig als biologischer Indikator für Nährstoffverhältnisse verwendet (EEA 2001).

Bei der Interkalibrierung der Bewertungsverfahren zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurde ebenfalls die Chlorophyll a Konzentration als Parameter an der Klassengrenze gut zu mäßig mit den Nordseeanrainerstaaten abgestimmt. Danach wird ein guter ökologischer Zustand in den Küstengewässern des Typs N3 mit einer Chlorophyll(a)-Konzentration von

10,8 µg/l definiert. Dieser Wert¹ gilt vorbehaltlich der Interkalibrierungsentscheidung der Kommission.

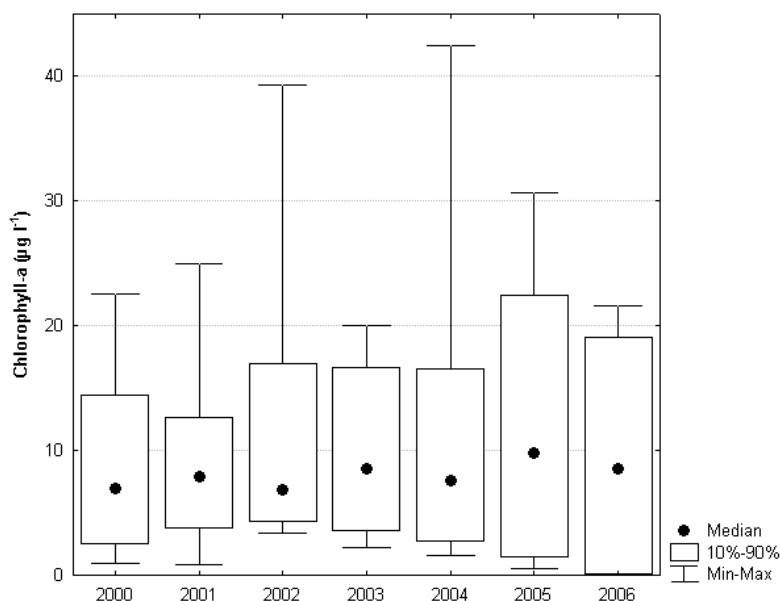


Abb. 3: Statistische Verteilung der Chlorophyll-a Konzentration in den Sommermonaten in den Typen der Nordseewasserkörper N3 und N4 im Zeitraum 2000 bis 2006.

Im Mittel der Jahre 2000 bis 2006 beträgt das 90-Perzentil der Chlorophyll a Konzentration der Sommermonate 14,3 µg/l. Das Reduzierungsziel in % errechnet sich allgemein nach folgender Gleichung:

$$\text{Ziel} = \frac{(C_{\text{ist}} - C_{\text{soll}})}{C_{\text{ist}}} \cdot 100 \quad (\%)$$

C_{ist} ist die aus Monitoringergebnissen erhaltene Konzentration und C_{soll} die angestrebte Zielkonzentration.

Danach ist aus ökologischer Sicht der Küstengewässer eine Verringerung der Nährstoffkonzentrationen um 24 % notwendig.

Aus den Erfahrungen der Programme zur Nährstoffreduzierung im Rahmen des Meeresschutzes sowie nach fachlicher Abschätzung ist diese Reduzierungsanforderung im Einzugsgebiet der Elbe bis 2015 nicht erreichbar. Gründe hierfür sind neben natürlichen Gegebenheiten wie erhöhten Nährstoffvorräten in den Böden und langsamen Fließgeschwindigkeiten im Grundwasser auch Voraussetzungen für die technische wie administrative Durchführbarkeit von Maßnahmen zur Reduzierung diffuser Einträge, die keine rechtzeitige Verbesserung des Zustandes des Wasserkörpers zulassen.

Da bis 2015 das ökologische Umweltziel der WRRL in den Küstenwasserkörpern der Nordsee nicht erreicht werden kann, wird entsprechend Artikel 4 Absatz 4 WRRL von der Möglichkeit der Fristverlängerung Gebrauch gemacht, so dass die Umweltziele in mehreren Stufen erreicht werden können.

¹ Der neue Wert 10,8 µg/l wurde übernommen und den Anforderungen für die Elbe zugrunde gelegt, nachdem sich die deutschen Meeresschutzexperten auf eine Änderung der Grenze zwischen dem mäßigen und guten Zustand bei der QK Phytoplankton bzw. Chlorophyll (a) für den Küstenwassertyp NEA 3/4 (Küstenwasserkörper der inneren deutschen Bucht) geeinigt haben.

Deshalb werden die Reduzierungserfordernisse für Stickstoff und Phosphor auf die drei Bewirtschaftungszeiträume und das Elbe-Einzugsgebiet verteilt (Abb. 4).

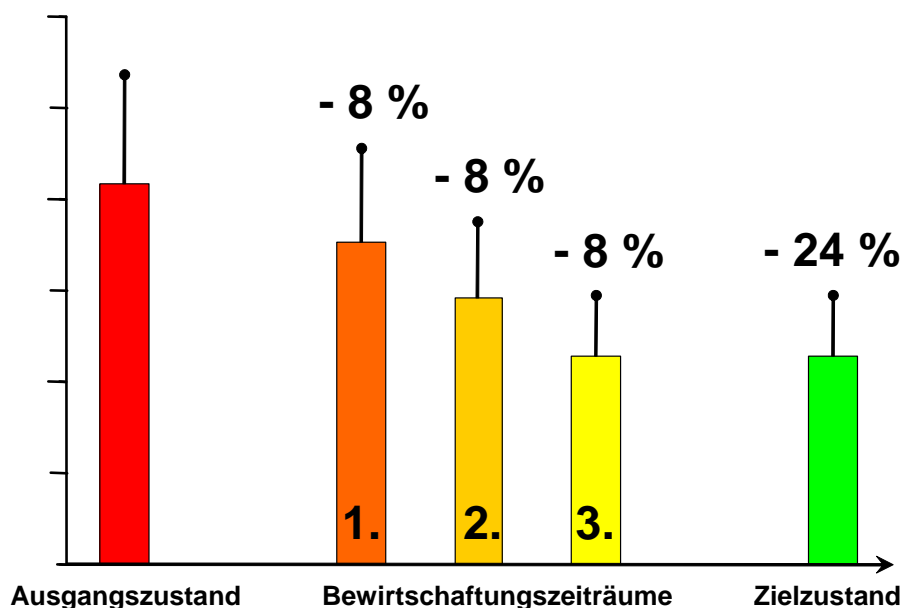


Abb. 4: Ableitung des langfristigen, ökologisch notwendigen Zielzustands und die Verteilung auf drei Bewirtschaftungszeiträume.

Für den ersten Bewirtschaftungszeitraum hat die FGE Elbe ein realistisches Reduzierungsziel abgeleitet (Kapitel 4.3).

4 Nährstoffeinträge der FGG Elbe in die Küstengewässer

4.1 Aktuelle Nährstoffeinträge und Entwicklung der Nährstoffeinträge

Die Nährstoffkonzentrationen und -frachten werden in der FGE Elbe in einem international abgestimmten Messprogramm erfasst. Als Bilanzpegel zur Ermittlung der Nährstofffrachten aus dem Elbe-Einzugsgebiet in die Nordsee wird im Rahmen der OSPAR Berichtspflichten der Pegel Seemanshöft verwendet. Für die Frachtbilanzierung ist es erforderlich einen Bilanzpegel zu verwenden, der im limnischen, nicht tidebeeinflussten Bereich liegt. Nach den Ergebnissen der im Rahmen des IKSE-Messprogramms durchgeführten Untersuchungen bewegen sich am Pegel Seemanshöft im Mittel der Jahre 2000 – 2006 etwa ~ 100.000 t Stickstoff und ~ 4.500 bis 4.900 t Phosphor in Richtung Nordsee (Tab. 1).

Tab. 1: Mittelwert und Median der realen und normierten Nährstofffrachten am Pegel Seemanshöft im Zeitraum 2000 – 2006 sowie für die abflusskorrigierten Frachten des Jahres 2006 (Daten ARGE Elbe; Berechnung: LANU SH)

Kenngröße und Zeitraum	Reale Frachten		Normierte Frachten	
	N (1000 t a ⁻¹)	P (1000 t a ⁻¹)	N (1000 t a ⁻¹)	P (1000 t a ⁻¹)
Mittelwert 2000 - 2006	104,1	4,8	104,0	4,8
Median 2000 - 2006	98,0	4,5	104,4	4,9
Bezugsjahr 2006	91,0	4,2	90,1	4,2

Für die OSPAR Berichtspflichten werden die realen Nährstofffrachten nach einem vorgegebenen Verfahren berechnet (siehe Anhang 10.1).

Da Frachten eng mit der Abflussmenge korrelieren, sind Frachtangaben für unterschiedliche Zeiträume nicht direkt miteinander vergleichbar. Um sie dennoch vergleichbar zu machen, werden Frachten und Abflüsse normiert. Die LAWA hat hierfür ein standardisiertes Berech-

nungsverfahren erarbeitet (siehe Anhang 10.2). In Abbildung 5 sind die realen und die normierten Frachten der Elbe am Pegel Seemanshöft für den Zeitraum 1985 bis 2006 aufgetragen.

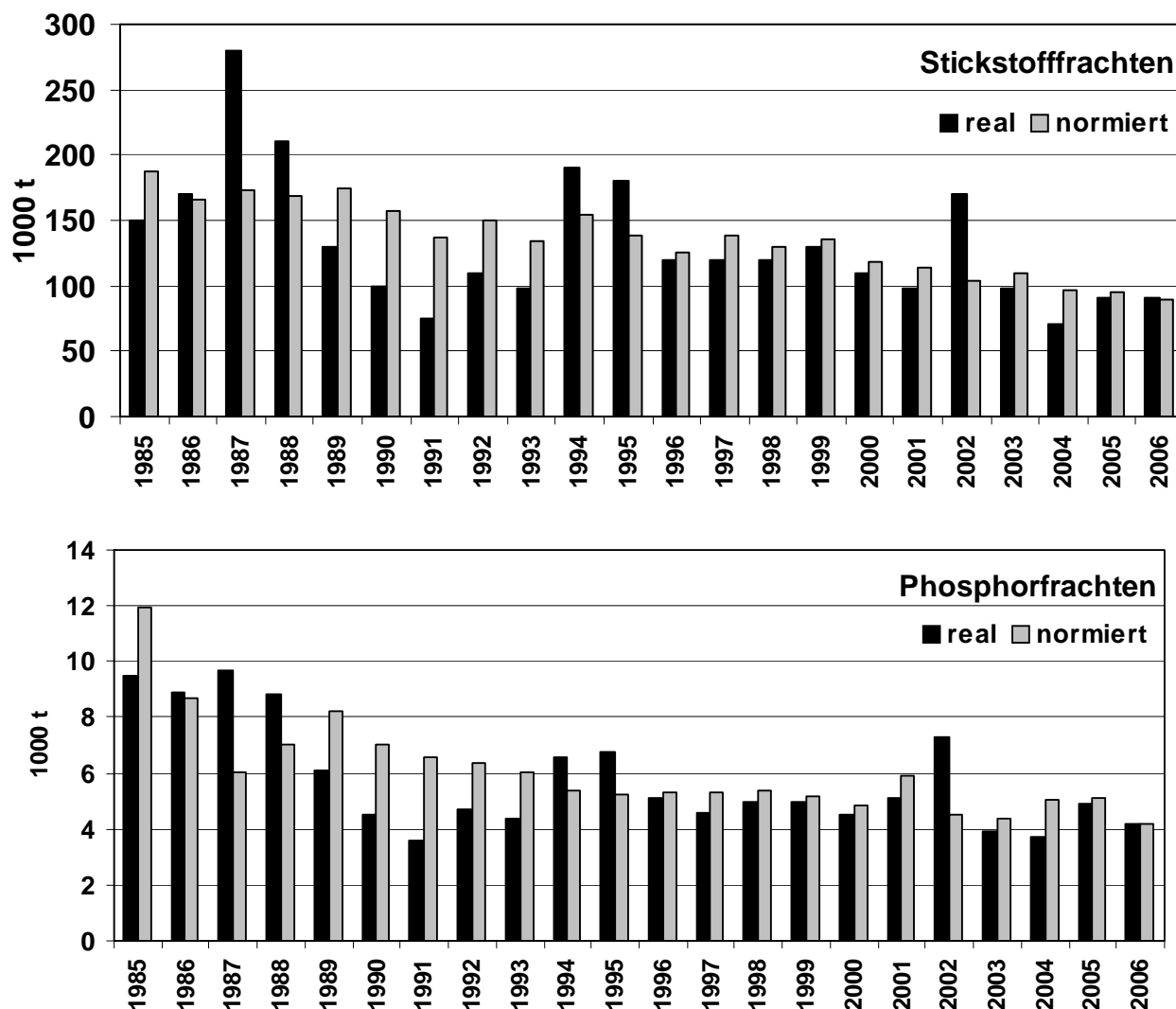


Abb. 5: Reale (schwarz) und auf den langjährigen Abfluss (MQ = 700) normierte (grau) Stickstoff- und Phosphorfrachten Frachten in 1000 t a⁻¹.

Aus diesen Zeitreihen ist ersichtlich, dass die Stickstofffrachten seit den 1980er Jahren kontinuierlich zurückgehen. Die Phosphorfrachten sind in der zweiten Hälfte der 1980er Jahre deutlich zurückgegangen, seit dem gehen sie nur noch leicht, aber ebenfalls kontinuierlich zurück. Um den Rückgang der Nährstofffrachten beurteilen zu können, wird empfohlen, das Messprogramm zukünftig weiter zu führen und die Daten mit statistischen Verfahren zur Trendermittlung auszuwerten.

Auswertungen (van Beusekom 2008, Behrendt 2007) zeigen, dass die aus der Elbe in Richtung Nordsee transportierten Stickstoff- und Phosphorfrachten innerhalb der letzten 20 Jahre jährlich um etwa 2- 3 % zurückgehen.

Für die Ermittlung der Realisierbarkeit der aus Küstensicht abgeleiteten Reduzierungsanforderungen werden auch Kenntnisse über die Nährstofffrachten im Elbestrom und der wichtigsten Nebenflüsse benötigt. In Tabelle 2 sind diese Daten als Mittelwert für den Zeitraum 2000 – 2006 zusammengestellt. Für die Frachtermittlung wird hier die reale Fracht verwendet. Neben den mittleren Frachten wird der mittlere Anteil der Abflussmengen, sowie Stick-

stoff- und Phosphorfrachten für die Bilanzmessstellen bezogen auf den Bilanzpegel Seemannshöft angegeben.

Die Anteile zeigen, dass am Grenzprofil Schmilka die Elbe knapp die Hälfte ihrer Abflussspende erreicht hat, auch die Phosphorfracht beträgt etwa die Hälfte, die Stickstofffracht beträgt aber bereits knapp Zweidrittel. Die wichtigen Nebengewässer unterscheiden sich in ihrer Stickstoff- und Phosphorfracht, die sie in die Elbe eintragen wesentlich. Diese Unterschiede lassen sich mit naturräumlich unterschiedlichen Boden- und Klimaeigenschaften und unterschiedlichen, historisch gewachsenen Nutzungsstrukturen erklären.

Tab. 2: Mittlere Frachten und Anteile von Abfluss, Gesamt-N- und Gesamt-P-Fracht der Bilanzmessstellen an der Elbe sowie deren bedeutenden Nebengewässer

Station	Abfluss	N-Fracht		P-Fracht	
		t N a ⁻¹	Anteil	t P a ⁻¹	Anteil
Schmilka	49%	65.286	63%	2.286	48%
Schwarze Elster	2%	2.343	2%	48	1%
Mulde	9%	16.143	16%	283	6%
Saale	15%	28.429	27%	693	14%
Havel	11%	4.729	5%	496	10%

Schnackenburg	97%	105.571	101%	3.829	80%
Seemannshöft	100%	104.143	100%	4.800	100%

Die Phosphorfracht nimmt zwischen den Messstellen Schnackenburg und Seemannshöft im Vergleich zum Abfluss überproportional zu, diese Erhöhung ist nicht allein mit erhöhten Phosphoreinträgen aus den angrenzenden Einzugsgebieten zu erklären, sondern deutet auf interne Phosphorquellen innerhalb dieser Fließstrecke hin. Gleichzeitig nimmt die Stickstofffracht zwischen den Messstellen Schnackenburg und Seemannshöft trotz einer Zunahme des Einzugsgebiets und der damit verbundenen Zunahme an Wasser- und Stickstoffeinträgen nicht messbar zu, dieses Phänomen unterstreicht die quantitative Bedeutung von Abbauprozessen im Elbestrom.

4.2 Modellierete Nährstoffeinträge mit MONERIS

Für die FGE Elbe wurden im Auftrag des Umweltbundesamts (UBA) in Zusammenarbeit mit dem IGB (Behrendt) die Nährstoffeinträge (Emissionen) mit dem Modellsystem MONERIS flächendeckend simuliert.

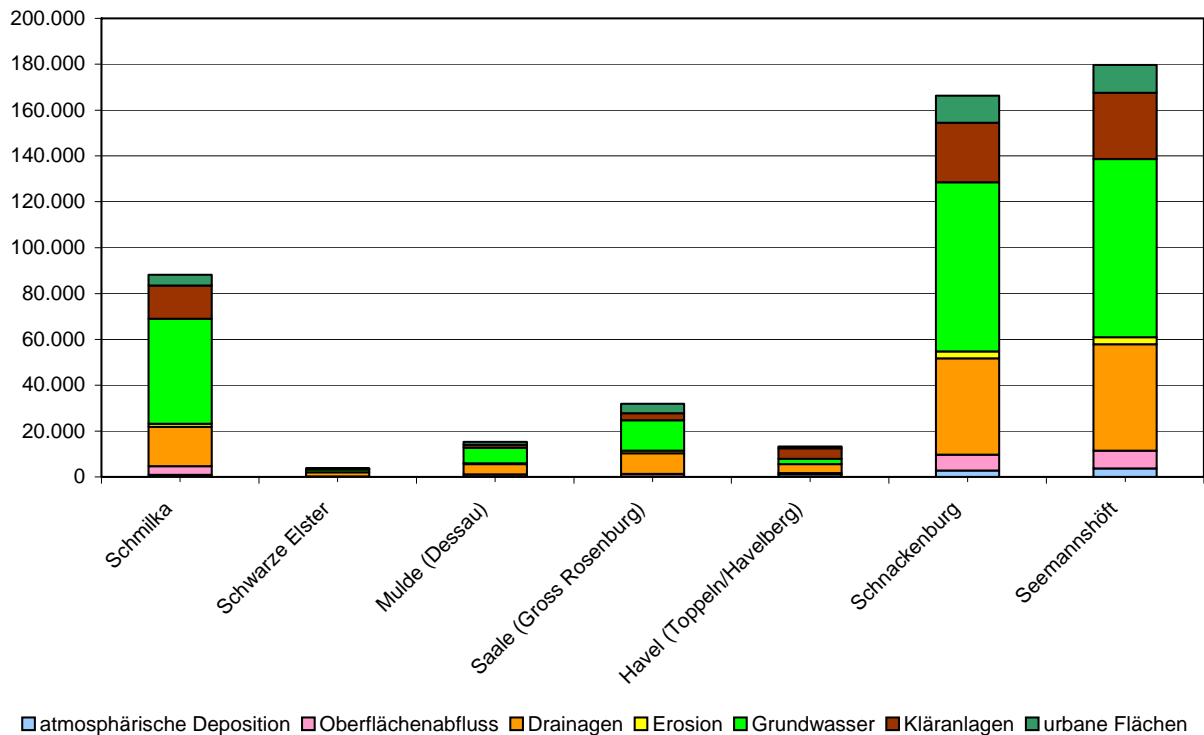


Abb. 6: Stickstoffeinträge (Emissionen) in $t a^{-1}$ in die Elbe und deren wichtige Nebenflüsse bilanziert mit dem Modellsystem MONERIS für den Bilanzzeitraum 2001 – 2005 (Daten: Behrendt / UBA 2008).

In den Abbildungen 6 und 7 sind die Nährstoffeinträge in die Elbe und deren wichtigsten Nebenflüsse für den Bilanzzeitraum 2001 – 2005 differenziert nach Eintragspfaden wiedergegeben.

Aus diesen Ergebnissen können erste Hinweise abgeleitet werden, an welchen Eintragspfaden und in welchen Einzugsgebieten eine Verringerung der Nährstoffeinträge am wirkungsvollsten ist. Die Bedeutung der einzelnen Eintragspfade variiert dabei in Abhängigkeit von den bodenkundlichen, geomorphologischen, klimatischen und soziokulturellen Eigenschaften eines Einzugsgebiets. Für die gesamte Elbe sind Stickstoffeinträge über das Grundwasser und Dränagen mengenmäßig am bedeutendsten (Abb. 6).

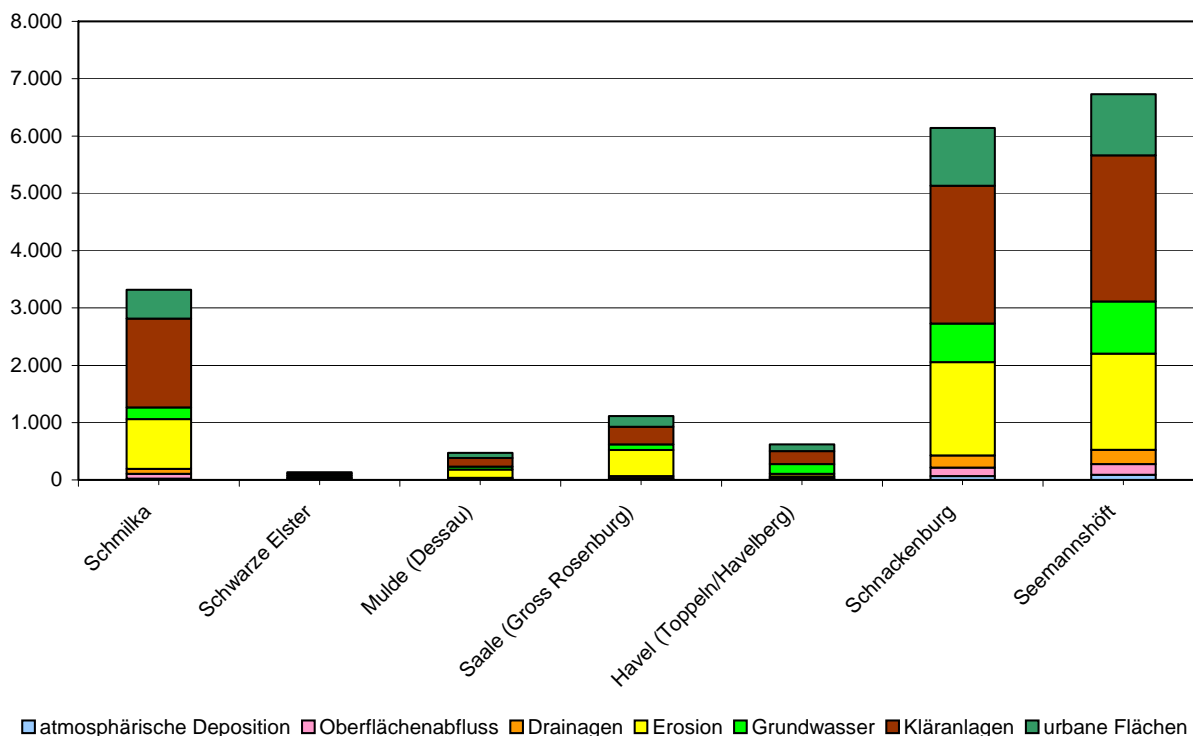


Abb. 7: Phosphoreinträge (Emissionen) in t a⁻¹ in die Elbe und deren wichtige Nebenflüsse bilanziert mit dem Modellsystem MONERIS für den Bilanzzeitraum 2001 – 2005 (Daten: Behrendt / UBA 2008).

Für die gesamte Elbe sind Phosphoreinträge über Kläranlagen und Erosion mengenmäßig am bedeutendsten (Abb. 7); wobei der größte Anteil der Phosphoreinträge über Kläranlagen im tschechischen Einzugsgebiet der Elbe entsteht und als Vorbelastung auf die nachfolgende Fließstrecke wirkt.

Die mit dem Modellsystem MONERIS im Auftrag des UBA ermittelten Nährstoffeinträge liegen bezogen auf die Messstelle Seemannshöft für Stickstoff mit ~ 179.600 t a⁻¹ und Phosphor mit 6.700 t a⁻¹ deutlich über den an der Messstelle durch Messung und Berechnung bestimmten Frachten, weil bei der Eintragsbilanzierung die Retention, das heißt der Nährstoffabbau im Gewässer, nicht berücksichtigt wird.

4.3 Zwischenziel für den ersten Bewirtschaftungszeitraum

Aus den Erfahrungen mit der Umsetzung der im Rahmen der Meerschuttabkommen OSPAR und HELCOM vereinbarten Reduzierungsanforderungen ist bekannt, dass eine Reduzierung der Nährstoffausträge großer Flusssysteme nur langfristig möglich ist. Die aus Sicht der Küstenwasserkörper ökologische notwendige Reduzierungsanforderung von ~ 24 % wird daher, auf die drei von der WRRL vorgegebenen Bewirtschaftungszeiträume verteilt. Um dieses Ziel in der FGE Elbe umzusetzen, wurde ein *iterativer Prozess* vereinbart.

Dieser Prozess gliedert sich in mehrere Schritte (Tab. 3) und beginnt mit einer Analyse der Ist-Situation und der Festlegung des Ausgangszustands. In der FGE Elbe wurden hierfür die in der Vergangenheit gemessenen Frachten ausgewertet sowie die Nährstoffeinträge mit dem Modellsystem MONERIS bilanziert (s. o.). In Schritt 1 wurde ebenfalls die aus Sicht der Küstenwasserkörper ökologisch notwendige Reduzierungsanforderung festgelegt.

In Schritt 2 wurde mit einer pauschalen Reduzierungsforderung von 8 % in die Bewirtschaftungsplanung eingestiegen, die sich aus der Verteilung der grob ermittelten Reduzierungsanforderung von 24 % auf die 3 Bewirtschaftungszeiträume ergibt.

Tab. 3: Iterativer Prozess zur Umsetzung der Reduzierungsanforderungen im Bereich Nährstoffe in der FGE Elbe.

Schritt	Aufgabe	Reduzierung
1.	Analyse Ist Situation Festlegung Ausgangszustand Festlegung der ökologisch notwendigen Reduzierungsanforderung	- 24 %
2.	Einstieg in Planung 1. Bewirtschaftungszeitraum	- 8 %
3.	Festlegung erreichbares Zwischenziel 2015	- ? %
4.	Zielüberprüfung durch Monitoring 2009 - 2015	Δ %
5.	Überprüfung der Analyse Ist Situation Festlegung Ausgangszustand Festlegung der ökologisch notwendigen Reduzierungsanforderung	
6.	Einstieg in Planung 2. Bewirtschaftungszeitraum	- 8 %
7.	Festlegung erreichbares Zwischenziel 2021	- ? %
8.

Im dritten Schritt wurde von den in der FGE Elbe zusammenarbeitenden Bundesländern und Staaten ein im ersten Bewirtschaftungszeitraum durch die Umsetzung von Maßnahmen erreichbares Handlungsziel erarbeitet. Hierzu hat jedes Bundesland und jeder Staat abgeschätzt, wie sich die von ihm innerhalb des ersten Bewirtschaftungszeitraums 2009 - 2015 geplanten Maßnahmen auf die Verringerung der Nährstoffimmissionen in die Elbe bezogen auf das Bezugsjahr 2006 vermutlich auswirken werden.

Dabei hat jedes Land die geplanten Maßnahmen zur Verminderung der Nährstoffeinträge zusammengestellt und deren Wirkung auf die Nährstoffimmissionen abgeschätzt (Tab. 4). Die Wirkung der Maßnahmen wurde dabei zum Teil mit landeseigenen Modellsystemen (z. B. STOFFBILANZ in Sachsen) oder mit maßnahmenabhängigen Faktoren (z. B. in Schleswig-Holstein oder Mecklenburg-Vorpommern) ermittelt. Die angenommene Wirkung einer Einzelmaßnahmen hat dabei aber die gleiche Größenordnung, bestehende Unterschiede sind vor allem auf klimatische und bodenkundliche Unterschiede in den einzelnen Ländern zurückzuführen. So sind die niedrigen Minderungsansätze für Berlin und Brandenburg vor allem durch das hohe Rückhaltepotenzial in der Havel begründet. Durch die dort geplanten Maßnahmen werden aber die direkten Nährstoffeinträge deutlicher vermindert. Insgesamt wurden bei den Wirkungsabschätzungen der Länder Maßnahmen zur Verringerung der punktuellen und der diffusen Einträge wie auch zur Verbesserung des Stoffrückhalts berücksichtigt. Die in den einzelnen Ländern geplanten Maßnahmen zur Verminderung der Nährstoffeinträge spiegeln in ihrer jeweiligen Kombination deutlich die sozio-kulturellen Bedingungen der Länder wider. So sind in den urbanen Ballungsräumen wie Berlin vorrangig Maßnahmen zur weiteren Verbesserung der Abwasserbehandlung geplant. In Bundesländern, in denen der Kläranlagenausbau im Sinne der Kommunalabwasserrichtlinie weitgehend erfolgt ist, werden punktuelle Nährstoffeinträge vor allem durch eine Optimierung des Kläranlagenbetriebs verringert, indem das Personal fortgebildet und die Anlagen regelmäßig gewartet werden. In den agrarisch geprägten Flächenstaaten im Nordwesten des Elbeeinzugsgebiets wird durch die Umsetzung der Düngeverordnung erwartet, dass mittelfristig durch sinkende Bilanzüberschüsse auch die Nährstoffeinträge aus dem Boden in das Grundwasser sinken werden, die dann nach der Passage durch das Grundwasser auch zu einem verminderten Eintrag in die Oberflächengewässer führen werden.

Insgesamt werden durch die Umsetzung der Düngeverordnung bezogen auf den Hektar nur geringe Wirkungen auf die Minderung der Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer erwartet. So wird beispielsweise in Schleswig-Holstein angenommen, dass durch die Einhaltung der Vorgaben der Düngeverordnung der Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer von dränierten Flächen um $2,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und von nicht dränierten Flächen $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und

die Phosphoreinträge in beiden Fällen um $0,05 \text{ kg P kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ vermindert werden. Aufgrund der erwarteten flächendeckenden Umsetzung dieser grundlegenden Maßnahme werden aber in der Summe erhebliche Minderungspotenziale erwartet. Darüber hinaus werden in zahlreichen Bundesländern noch spezielle Beratungsprogramme insbesondere in Gebieten mit durch erhöhte Nährstoffeinträge an der Zielerreichung gefährdeten Grundwasserkörpern angeboten, die in der Fläche und Summe ebenfalls eine deutliche Minderung der Nährstoffeinträge erwarten lassen. Seit langem werden durch die Länder bei der Aufstellung der Agrarumweltmaßnahmen die Belange des Gewässerschutzes mitberücksichtigt, da Maßnahmen zur Verminderung der Eutrophierung nicht nur aus überregionalen sondern meistens auch aus lokalen Gründen zwingend notwendig sind. Agrarumweltmaßnahmen zum Beispiel zur Verminderung von Erosion bilden einen Maßnahmenswerpunkt vor allem in den Bundesländern, in denen die Bilanzüberschüsse bereits jetzt die Anforderungen der Düngeverordnung erfüllen.

Weiterhin wurden Maßnahmen zur Verbesserung des Nährstoffrückhalts ebenfalls bei der Wirkungsabschätzung berücksichtigt, da diese auf kleinen Flächen bereits ein hohes Rückhaltepotenzial haben. Die Wiederherstellung von Feuchtgebieten und Restitution von Fließgewässern dient daher nicht nur dem Schutz und der Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaften sondern trägt auch zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit bei, indem natürlicherweise in diesen Systemen ablaufende Prozesse wie Denitrifikation oder Sedimentation aktiviert werden.

Tab. 4: Vermutliche Reduzierung der Nährstoffimmissionen der Bundesländer und der tschechischen Republik in die Elbe innerhalb des ersten Bewirtschaftungszeitraums bezogen auf die normierten Frachten des Bezugsjahrs 2006.

Land	Stickstoff		Phosphor	
	%	t	%	t
CZ	5	~ 3120	7	~ 150
Brandenburg, Berlin	0,8	~ 47	1,5	~ 8
Bayern	3,5 - 7,5	~ 195	2 - 5	~ 3
Hamburg	10	~ 85	10	~ 3
Mecklenburg-Vorpommern	19	~ 400	5	~ 5
Niedersachsen	2,7	~ 270	2,7	~ 12
Schleswig-Holstein	16,6	~ 1650	18,7	~ 70
Sachsen	10 - 11	~ 2740	11 - 13	~ 75
Sachsen-Anhalt	3,9	~ 625	13,4	~ 60
Thüringen	5	~ 600	23,6	~ 80

In Tabelle 4 sind die Ergebnisse der Wirkungsabschätzungen der Länder zusammengefasst, dabei wurden alle Länderangaben auf prozentuale Minderungen der Nährstoffimmissionen in die Elbe umgerechnet. Die Abschätzungen beziehen sich zeitlich auf Maßnahmen, die innerhalb des ersten Bewirtschaftungszeitraums bis 2015 mit dem Maßnahmenprogramm umgesetzt werden sollen. Insgesamt wird erwartet, dass sich bis zum Ende des ersten Bewirtschaftungszeitraums durch die geplanten Maßnahmen die jährlichen Nährstoffeinträge aus den Bundesländern und Tschechien in die Elbe bei Stickstoff um etwa 9700 t und bei Phosphor um etwa 450 t verringern.

Beim Transport der Nährstofffrachten in der Elbe in Richtung Nordsee führen Abbauprozesse im Elbestrom zu einer weiteren Verringerung. Der Abbau der Nährstoffe in der Elbe hängt

dabei von der Fließzeit im Elbestrom ab. Daher verringert sich die Wirkung von Maßnahmen, die in den Oberläufen des Elbesystems durchgeführt werden, bis zum Erreichen des Bilanzpegels weiter. In Tabelle 5 sind die am Bilanzpegel Seemanshöft durch Maßnahmen erreichbaren Minderungen der Nährstofffrachten bei Berücksichtigung des Nährstoffabbaus im Elbestrom zusammengestellt. Dabei werden zwei Fälle unterschieden: Im ersten Fall wird angenommen, dass nur Maßnahmen in der FGG Elbe (nur D) durchgeführt werden, im zweiten Fall wird angenommen, dass Maßnahmen in der FGE Elbe (also D + CZ) durchgeführt werden.

Tab. 5: Am Pegel Seemanshöft durch Maßnahmen erreichbare Minderung der Nährstofffrachten aus der FGG und FGE Elbe in die Küstengewässer innerhalb des ersten Bewirtschaftungszeitraum.

Nährstoff	Maßnahmen in FGG Elbe	Maßnahmen in FGE Elbe
Stickstoff	- 4,7 % (4.000 t)	- 6,6 % (5.945 t)
Phosphor	- 6,5 % (270 t)	- 9,1 % (378 t)

Für den Bewirtschaftungsplan werden diese Werte auf ganze Zahlen gerundet. Als überschlägiges Handlungsziel für den ersten Bewirtschaftungszeitraum wird daher bis 2015 eine Verminderung der Stickstoffbelastung in der FGE Elbe um ~ 7% und der Phosphorbelastung um ~ 9% gegenüber den am langjährigen Abfluss normierten Nährstofffrachten des Jahres 2006 angestrebt. Durch Maßnahmen in deutschen Elbe-Einzugsgebiet wird angestrebt, die Stickstofffracht um ~ 5% und die Phosphorfracht um ~ 7% zu senken.

Dieses aus den Wirkungsabschätzungen der Länder und Staaten abgeleitete Reduzierungsziel für den ersten Bewirtschaftungszeitraum deckt sich in der Größenordnung mit dem aus für den ersten Bewirtschaftungsplan aus langfristiger Sicht notwendigen Reduzierungsanforderungen von 8%.

Tab. 6: Übersicht über Bilanzmessstellen in der Elbe und deren wichtigen Nebengewässern zur Erfassung der Nährstoffbelastung.

Messstelle	Gewässer	Bundesland	Status
Schmilka	Elbe	Sachsen	Bilanzprofil CZ DE
Gorsdorf	Schwarze Elster	Sachsen-Anhalt	Wichtiges Nebengewässer
Dessau	Mulde	Sachsen-Anhalt	Wichtiges Nebengewässer
Rosenburg	Saale	Sachsen-Anhalt	Wichtiges Nebengewässer
Toppel	Havel	Sachsen-Anhalt	Wichtiges Nebengewässer
Seemanshöft	Elbe	Hamburg	Bilanzprofil limnisch marin
Pinnau	Pinnau	Schleswig-Holstein	Nebengewässer unterhalb Seemanshöft
Krückau	Krückau	Schleswig-Holstein	Nebengewässer unterhalb Seemanshöft
Stör	Stör	Schleswig-Holstein	Nebengewässer unterhalb Seemanshöft

Im vierten Schritt werden diese Ziele im Rahmen des Monitoringprogramms an den Bilanzmessstellen im Zeitraum 2009 bis 2015 überprüft (Tab. 6). An den Bilanzmessstellen werden die Nährstoffkonzentrationen und Durchflüsse nach den elbweit abgestimmten Verfahren gemessen und die realen und normierten Frachten jahresweise ermittelt.

Zu Beginn des zweiten Bewirtschaftungszeitraums müssen dann in Schritt 5 die Annahmen über die Ausgangssituation und die aus ökologischer Sicht notwendige Reduzierungsanforderung überprüft und aktualisiert werden. Aufbauend auf den Erfahrungen und der erzielten Ergebnissen zur Nährstoffreduzierung werden dann für den zweiten und dritten Bewirtschaftungszeitraum, jeweils neue erreichbare Zwischenziele festgelegt.

5 Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffkonzentrationen

Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffeinträge in aquatische Systeme werden in den Bundesländern seit langem geplant und durchgeführt, um lokale Eutrophierungsprobleme zu lösen. Die Eutrophierung der deutschen Nordsee-Küstengewässer und die Sauerstoffmangelsituation in der Tideelbe können aber nicht allein mit lokalen Maßnahmen in und an den jeweiligen Küsten- und Übergangswasserkörpern reduziert werden. Es bestehen keine signifikanten direkten Einleitungen in die Küstenwasserkörper der Elbe. Die Nährstoffe stammen maßgeblich aus dem einmündenden Elbestrom sowie den anderen in die Nordsee mündenden Fließgewässern. Um den guten ökologischen Zustand in den Küstengewässern zu erreichen, ist es daher erforderlich, die Nährstoffeinträge im gesamten Einzugsgebiet der Elbe einschließlich der Tschechischen Republik durch koordinierte und kohärente Maßnahmen zu verringern.

Nachdem der Ausbau der Kläranlagen mit Phosphor- und Stickstoffelimination in den beteiligten Bundesländern weitgehend abgeschlossen ist, konzentrieren sich Maßnahmen zur Verringerung punktueller Belastungen vor allem auf eine weitergehende Nährstoffelimination bei der Abwasserbehandlung in urbanen Ballungsräumen sowie auf die Verbesserung der Abwasser- und Niederschlagswasserbehandlung aus Mischwasserentlastungen im ländlichen und urbanen Raum.

Der Schwerpunkt der Maßnahmen wird aber zunehmend bei der Reduzierung des diffusen Nährstoffeintrags aus den Einzugsgebieten liegen. Zu diesen Maßnahmen zählen unter anderem

- Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffverlusten bei der Düngung und Bodenbearbeitung, bis hin zur Extensivierung von landwirtschaftlichen Nutzungen,
- die Wiedervernässung von Feuchtgebieten,
- die Erhöhung der Retentionswirkung von Fließgewässern durch Maßnahmen zur Verbesserung der hydromorphologischen Gestalt des Gewässers, sowie
- die Anlage von Uferrandstreifen.

Tabelle 7 gibt einen Überblick über die geplanten Maßnahmenschwerpunkte in den einzelnen Bundesländern.

Bei der Bewirtschaftungsplanung ist zu beachten, dass sich die Maßnahmen zur Reduzierung der diffusen Einträge in den Fließgewässern und schließlich in den Küstengewässern erst mit erheblicher Zeitverzögerung auswirken werden (siehe 4.3).

Tab. 7: Überblick über Maßnahmenschwerpunkte zur Verminderung der Nährstoffeinträge in den Bundesländern innerhalb des ersten Bewirtschaftungsplans.

Land	Verminderung punktueller Einträge			Verminderung diffuser Einträge			Verbesserung Stoffrückhalt	
	Umsetzung Kommunalabwasserrichtlinie	Weitergehende Abwasserbehandlung	Optimierung Kläranlagen	Umsetzung Düngeverordnung	Agrrarumweltmaßnahmen	Uferrandstreifen	Fließgewässerrenaturierung	Wiederherstellung von Feuchtgebieten
CZ	●							
Brandenburg	○		○	○	●	○	○	○
Berlin	○	●	○	○	○	○	○	○
Bayern	○		○	○	●	○	○	○
Hamburg	○	●	○	○	○	○	○	○
Mecklenburg-Vorpommern	○		○	●	●	○	○	○
Niedersachsen	○		○	●	●	○	○	○
Schleswig-Holstein	○		○	●	○	○	○	○
Sachsen	○		○	●	●	○	○	○
Sachsen-Anhalt	○		○	●	●	○	○	○
Thüringen	○	●	○	○	●	○	○	○

●: große Bedeutung; ○: mittlere Bedeutung

6 Überprüfung der Zielerreichung

Die Überprüfung der von der FGE Elbe für den ersten Bewirtschaftungszeitraum gesetzten Ziele erfolgt auf mehreren Ebenen. Im Rahmen der Fortführung der Messprogramme werden weiterhin Konzentrationen und Abflüsse gemessen und daraus reale und normierte Frachten errechnet. Die Qualität der errechneten Frachten hängt dabei wesentlich von dem Beprobungsintervall der Nährstoffanalysen ab. Eine statistisch abgesicherte Trendauswertung der Wirkung der Maßnahmen des ersten Bewirtschaftungszeitraums kann erst nach 2015 erfolgen, weil erst dann die Daten für diesen Zeitraum vollständig vorliegen.

Die von den Ländern geschätzten Wirkungen ihrer Maßnahmen werden an den landeseigenen Bilanzpegeln überprüft. Die Gesamtwirkung der Maßnahmen wird an den Bilanzpegeln entlang des Elbestroms ermittelt. Im Rahmen der Auswertung der Monitoringergebnisse wird auch die Eignung des Pegels Seemannshöft für die Zielerreichung überprüft.

Neben der direkten Überprüfung an Bilanzpegeln, ob die Ziele zur Frachtreduzierung eingehalten wurden, erfolgt eine indirekte Überprüfung, indem zusammengestellt und dokumentiert wird, welche Maßnahmen auf welchen Flächen in den Ländern durchgeführt wurden. Besonderes Augenmerk wird dabei auf die Umsetzung der grundlegenden Maßnahmen, wie die Umsetzung der Düngeverordnung oder der Kommunalabwasserrichtlinie (in Tschechien) gelegt.

7 Unsicherheiten

Die Ableitung von Reduzierungszielen sowie die Prognose der durch Maßnahmen erreichbaren Wirkungen sind mit vielen Unsicherheiten verbunden. Besonders die Wirkung der Maßnahmen im Landwirtschaftsbereich einzuschätzen, ist schwierig, weil Veränderungen der Bewirtschaftungsformen sich zeitlich verzögert auf die Stoffeinträge in die Oberflächengewässer auswirken. Gleichzeitig lässt sich die zukünftige Entwicklung der Landnutzung im Elbe Einzugsgebiet auch vor dem Hintergrund der Förderung nachwachsender Rohstoffe nur schwer einschätzen.

Dennoch werden die in diesem Hintergrunddokument verwendeten Abschätzungen als plausibel angesehen. Die bei der Wirkungsabschätzung der Maßnahmen von den Ländern verwendeten Faktoren lagen in der gleichen Größenordnung. Die quantitativen Unterschiede in der Wirkungseinschätzung der Bundesländer belegen, dass neben rein naturwissenschaftlichen Annahmen die Einschätzung auch maßgeblich von soziokulturellen Faktoren geprägt wird. Die Berücksichtigung dieser Faktoren ist die Stärke des hier verwendeten Ansatzes, weil jedes Land für sich eigenverantwortlich die Wirkung der geplanten Maßnahmen eingeschätzt hat. Eine modellgestützte Zuweisung von Reduzierungsanforderungen ist in der Praxis nicht umsetzbar und wird von den Ländern nicht mitgetragen. Dennoch geben solche Berechnungen Hinweise in welchen Räumen die größte Wirkung erzielt werden kann.

8 Ausblick

Bei der Erarbeitung der Anforderungen an die Verringerung der Nährstofffrachten hat sich gezeigt, dass diese Thematik auch weiterhin ein wichtiges Thema innerhalb der FGE Elbe sein wird. Um die in diesem Hintergrundpapier formulierten Ziele zu erreichen und in der Umsetzung zu überprüfen, ist es notwendig, dass die bestehenden Messprogramme zur Frachtermittlung fortgeführt und deren Qualität verbessert werden. Dringend verbessert werden muss die Auswertung dieser Daten. Daher sollte im ersten Bewirtschaftungszeitraum für alle Bilanzpegel Frachten nach einem einheitlichen Verfahren berechnet und diese Daten zentral gespeichert werden. Eine Optimierung der Trendanalyse dieser Daten mit geeigneten statistischen Verfahren ist anzustreben, dabei sind auch Informationen zu deren Einzugsgebieten auszuwerten.

Die Kenntnis über die Wirkung von Maßnahmen ist in allen Bereichen trotz vorliegender Analysen verbesserungswürdig. Daher wird empfohlen, insbesondere die Maßnahmen im landwirtschaftlichen Bereich auch weiterhin mit einer geeigneten Erfolgskontrolle zu überprüfen, um daraus die zukünftigen Empfehlungen für eine gewässerschonende Landbewirtschaftung zu optimieren.

Schließlich sind auch die Ursache Wirkungs-Zusammenhänge zwischen Nährstoffeinträgen und dem Zustand der Wasserkörper durch wissenschaftlich Studien zu verbessern. Bei den Küstenwasserkörpern müssen dabei neben den Nährstoffeinträgen auch steigende Temperaturen sowie einwandernde und gebietsfremde Arten mit berücksichtigt werden.

9 Literaturverzeichnis

- Andersen, J.H., Schlüter, L. & Ærtebjerg, G. (2006): Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research* 28: 621-628.
- Behrendt, H. (2008): Vergleich der Jahresfrachten von verschiedenen Stoffen am Referenzpegel Seemannshöft mit denen von anderen Monitoringstationen im Bereich der unteren Elbe. Stellungnahme für FGE Elbe, 9 S.
- Cadée, G.C. & Hegeman, J., (1986): Seasonal and annual variation in *Phaeocystis pouchetii* (Haptophyceae) in the westernmost inlet of the wadden sea during the 1973 to 1985 period. *Neth. J. Sea Res.* 20, 29- 36.
- Cadée, G.C. (1984): Has input of organic matter into the western part of the Dutch Wadden Sea increased during the last decades? *Neth Inst Sea Res Pub Ser* 10: 71–82.

- CIS (2005): Towards a Guidance Document on Eutrophication Assessment in the context of European Water Policies. Interim report in the frame of the "Common implementation strategy for the Water Framework Directive, 133pp. Brüssel.
- CIS (2006): Policy summary of "Towards a guidance document on eutrophication assessment in the context of european water policies". 12 S., Brüssel.
- EEA (2001): Eutrophication in Europe's Coastal Waters. Topic report, 7/2001. European Environment Agency, Kopenhagen, 166 S.
- Hilton, J., O'Hare, M., Bowes, M.J. & Jones, J.I. (2006): How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Sci. Total Environ.* 365: 66-83.
- Nixon, S.W. (1990): Marine eutrophication: a growing international problem. *Ambio* 19: 101.
- QSR (2004): Wadden Sea Quality Status Report 2004.
- Pretty, J. N., Mason, C.F., Nedwell, D.B., Hine, R.E., Leaf, S. & Dils, R. (2003): Environmental Costs of Freshwater Eutrophication in England and Wales. *Environ. Sci. Technol.* 37: 201 -208.
- Reise, K., Herre, E., Sturm, M., 2008. Mudflat biota since the 1930's: change beyond return? *Helgoland Marine Research* 62, 13-22.
- Reise, K., Kohlus, J. 2008. Seagrass recovery in the Northern Wadden Sea? *Helgoland Marine Research* 62: 77-84.
- van Beusekom J.E.E. & de Jonge, V. N. (2002): Long-term changes in Wadden Sea Nutrient Cycles: Importance of organic matter import from the North Sea. *Hydrobiologia* 475/476: 185-194.
- van Beusekom, J.E.E. (2005): A historic perspective on Wadden Sea eutrophication. *Helgoland Marine Research* 59, 45-54.
- van Beusekom, J.E.E., Weigelt-Krenz, S. & Martens, P.(2008):Long-term variability of winter nitrate concentrations in the Northern Wadden Sea driven by freshwater discharge, decreasing riverine loads and denitrification. *Helgoland Marine Research* 62: 49-57.
- van Beusekom, J.E.E. (2008): Gesamtökologische Bewertung der Eutrophierungsbelastung des deutschen Wattenmeers. Gutachten, AWI Sylt, Mai 2008, 41 S.
- Vitousek, P.M. (2004): *Nutrient Cycling and Limitation: Hawai'i as a Model System*. Princeton University Press, 232 S.
- Vollenweider, R.A. & Kerekes, J. (1982): *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris. 156p.
- Wassen, M.J., Venterink, H.O., Lapshina, E.D. & Tannenberger, F. (2005): Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437: 547-550.

10 Anhang

10.1 Dokumentation Frachtberechnung

Die LAWA 2003 hat mit der Schrift „Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern“ die Berechnungsmethoden zur Frachtermittlung dokumentiert.

Nach der Standardmethode werden die Frachten nach (1) berechnet bzw. geschätzt:

$$F = \frac{\text{Anzahl_d} \cdot 86400s}{1000 \cdot 1000} \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N c(t_i) \cdot Q(t_i) \quad (1)$$

wobei F = Fracht in (t a⁻¹)
 N = Anzahl der Messtage,
 c(t_i) = gemessene Konzentration (mg l⁻¹)
 Q(t_i) = mittlerer Tagesdurchfluss (m³ s⁻¹)

Je nachdem mit welcher Anzahl von Tagen gerechnet, variiert der Einheitenfaktor.

Tab. 1: Einheitenfaktor bei der Frachtenberechnung in Abhängigkeit von der Anzahl der Tage je Jahr.

Anzahl Tage	Einheitenfaktor	Quelle
364	31,4496	LAWA 2003
365	31,536	Tschechischer Vorschlag 2007 Behrendt 2008
365,25	31,5576	Bergemann für ARGE Elbe

Die Variation des Einheitenfaktors wirkt sich dabei mit weniger als 0,5 % auf die Fracht aus, und ist daher vernachlässigbar.

Werden Durchflüsse und Nährstoffkonzentrationen an zwei verschiedenen Pegeln gemessen, wird Gleichung (1) um einen Umrechnungsfaktor U_f zu (2) ergänzt.

$$F = \frac{\text{Anzahl_d} \cdot 86400s}{1000 \cdot 1000} \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N c(t_i) \cdot Q(t_i) \cdot U_f \quad (2)$$

Gleichung 1 bzw. 2 werden für die Frachtberechnung im Rahmen der OSPAR Berichterstattung verwendet.

10.2 Dokumentation Frachtnormierung

Nach Hinweisen der LAWA kann die Fracht über- oder unterschätzt werden, wenn die Einzelproben der Konzentration im Rahmen der routinemäßigen Probenahmestrategie zufällig nur während hoher bzw. niedriger Abflüsse erfolgt ist. Für nichtrepräsentative Beprobungen bietet sich eine Abflusskorrektur an. Die abflusskorrigierte Fracht F_Q wird dann mit (3) errechnet.

$F_Q = F \frac{Q}{Q_M}$	(3)
-------------------------	-----

Wobei Q als der mittlere Jahresabfluss und Q_M als der mittlere beprobte Abfluss definiert werden.

Der Term zur Abflusskorrektur wird von unterschiedlichen Autoren unterschiedlich interpretiert.

Ivan Nesmerák verwendet diesen Term in dem tschechischen Vorschlag **zur Normierung des Abflusses** wie folgt:

$LO_{Jahr, refer} = LO_{Jahr} * \frac{Q_{refer}}{MQ_{Jahr}}$	(4)
--	-----

wobei $LO_{Jahr, refer}$ die auf den Referenzabfluss umgerechnete Jahresstofffracht (t pro Jahr) ist,

Q_{refer} der Referenzabfluss ($m^3 \cdot s^{-1}$),

MQ_{Jahr} der aus n Abflussmessungen bei den Probenahmen zur Untersuchung

der

Gewässergüte berechnete mittlere Abfluss im zu bewertenden Jahr.