

Schriftenreihe der  
Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e. V.



**SDN**

# **Eutrophierung und Landwirtschaft**

---

SDN-Kolloquium  
1993

SDN-Kolloquium

# Eutrophierung und Landwirtschaft

1. April 1993

Kuranlage Deichhörn, Nordseebad Dangast

Leitung: Dr. Gerd Liebezeit

Schriftenreihe der  
Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e. V.  
Weserstr. 45-47  
26382 Wilhelmshaven

## Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort</b> . . . . .	7
<b>K.-H. Funke</b> <i>Maßnahmen zur Verringerung von Umweltbelastungen durch die Landwirtschaft</i> . . . . .	9
<b>H. Reincke</b> <i>Belastungssituation der Elbe mit Nährstoffen</i> . . . . .	14
<b>M. Schatzmann</b> <i>Atmosphärische Einträge von Stickstoffverbindungen</i> . . . . .	30
<b>K.-J. Hesse, U. Brockmann, U. Hentschke, U. Tillmann</b> <i>Nährstoffgradienten im Wattenmeer – Strukturen und Hypothesen</i> . . . . .	43
<b>R. Boddeke</b> <i>Phosphat und Fisch in der Nordsee</i> . . . . .	58
<b>P. Foerster, A. Klasink</b> <i>Strategien der Landwirtschaft zur Verringerung von Nährstoffeinträgen</i> . . . . .	76
<b>V. Mohaupt, H.-P. Wodsak</b> <i>Wasserwirtschaft und Landwirtschaft: Gemeinsame Lösungsansätze zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft</i> . . . . .	104
<b>G. Liebezeit</b> <i>Zusammenfassung und Empfehlungen</i> . . . . .	120

Herausgeber:  
Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V.  
Weserstr. 45–47  
26382 Wilhelmshaven

Gesamtherstellung:  
Clausen & Bosse, Leck

Schriftenreihe der  
Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V.  
Heft Nr. 3, 1993  
ISSN 0943-9552

## Vorwort

Die Wirkung eines langfristig erhöhten Eintrages von Stickstoffverbindungen in Gewässer ist hinreichend bekannt. Er führt zur Überdüngung mit negativen Begleiterscheinungen in weiten Bereichen der Nordsee. Periodisch wiederkehrender Sauerstoffmangel und Algenmassenblüten, auch mit giftigen Algen, sind zwar Phänomene, die in der Vergangenheit schon beschrieben wurden, treten aber in jüngster Zeit immer häufiger auf. Erhöhter Stickstoffeintrag führt zur Bodenversauerung, erhöht den Gehalt von Nitrat im Grundwasser, resultiert in flächendeckender Düngung nicht nur von Gewässern, führt zur Zerstörung von Kulturerbe, hat Einfluß auf das Klima usw.

Während  $\text{NO}_x$  fast ausschließlich durch den Straßenverkehr und hier im wesentlichen durch den gewerblichen Verkehr (Lkw) eingetragen wird, stammt  $\text{NH}_3$  fast ausschließlich aus der Landwirtschaft. 300000t  $\text{NH}_3\text{-N/a}$  werden in den alten Bundesländern in die Atmosphäre eingeleitet, und es gilt die Faustregel, daß alles, was in die Atmosphäre gelangt, auch wieder herunterkommt. Das wissen nicht nur die Landwirte, sondern auch die für die Landwirtschaftspolitik Verantwortlichen, und es sind intensive Überlegungen im Gange, wie diese Emissionen reduziert werden können. Eine der wesentlichen Forderungen, die auch von der sogenannten alternativen Landwirtschaft erhoben wurden, ist die flächendeckende Extensivierung bestimmter Landwirtschaftszweige. Insbesondere steht im Blickpunkt der Kritik die agrargewerbliche Produktion, die losgelöst von der Fläche arbeitet. Diese Nahrungsmittelproduktion sollte zurückgeführt auf die Größe der Fläche, d. h., es sollte nur soviel Vieh pro Fläche zur Verfügung stehenden Bodens produziert werden. Es sollten Steuern auf ertragssteigernde Chemie erhoben werden, insbesondere sollte der Einsatz von Wachstumsregulatoren zurückgeführt werden. Das Instrument der Flächenstilllegung sollte besser als bisher eingesetzt werden.

Die zur Zeit in der Diskussion befindlichen Instrumente zur Reduzierung der Anwendung von Stickstoff, wie Stickstoffquote oder Stickstoff-

besteuerung, finden leider nicht den nötigen Rückhalt. Ähnlich schwierig gestaltet sich die endgültige Formulierung einer Düngemittelanwendungsverordnung nach dem Düngemittelgesetz.

Die Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V. hatte am 1. April 1993 nach Varel eingeladen, um diesen Problembereich von Fachleuten diskutieren zu lassen. Die nachfolgend abgedruckten Manuskripte geben den derzeitigen Kenntnisstand wieder und machen eindringlich deutlich, daß großer Bedarf für schnelles und entschlossenes Handeln der Verantwortlichen besteht, um weitreichende ökologische Schäden, die letztlich auch Konsequenzen für den Menschen haben, zu verhindern.

Dr. Volkert Dethlefsen  
Cuxhaven

## Maßnahmen zur Verringerung von Umweltbelastungen durch die Landwirtschaft

*Karl-Heinz Funke*

*Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten  
des Landes Niedersachsen*

Zum Beginn meiner Ausführungen möchte ich einen Blick zurück in frühere Zeiten werfen: Seitdem der Mensch nach dem Ende der letzten Eiszeit das Entwicklungsstadium des Jägers und Sammlers hinter sich gelassen hatte, griff er aktiv in die stabilisierte Lebensgemeinschaft zwischen Tier und Pflanze ein. Durch die beginnende Ackernutzung auf vorherigen Steppen oder gerodeten Flächen, aber auch durch die zunächst eher zufällige züchterische Bearbeitung von Pflanzen und Tieren begannen die ersten, kaum bemerkbaren Eingriffe in natürliche Kreisläufe. Und je stärker der Bauer in der Folge der Jahrtausende vom Anbau für die eigene Ernährung zum Nahrungsmittelproduzenten für die ständig wachsende Bevölkerung wurde, desto stärker wurden auch die Eingriffe in bestehende Kreisläufe sowohl durch Ausweitung der Produktionsflächen als auch durch Intensivierung der Produktion auf der vorhandenen Fläche. Heute befinden wir uns an einem Punkt, an dem Belastungen nicht mehr gelehnet werden können und sollen. Deshalb freue ich mich auch, daß in Gesprächskreisen wie diesem offen über Probleme und Abhilfen diskutiert und beraten wird.

In meinen heutigen Ausführungen werde ich mich auf die Problematik der Nährstoffeinträge konzentrieren, und als Landwirtschaftsminister kann ich es mir eingangs natürlich nicht verkneifen, auch auf andere Belastungsquellen aus Wirtschaft, Verkehr und dem Abfall- und Abwasserbereich hinzuweisen, ohne damit die Schuld oder den Schwarzen Peter hin- und herschieben zu wollen.

Um die Diskussion daher zu versachlichen, ist es am besten, wenn man sich an Fakten orientiert, und daher stelle ich die Frage:

Wie wird nun die Landwirtschaft als ein Beteiligter an den Nährstoffeinträgen bewertet?

Aus verschiedenen Kalkulationen, Gutachten und überschlägigen Berechnungen, die in den letzten Jahren angestellt wurden, geht hervor, daß die Landwirtschaft an den gesamten Stickstoffeinträgen in die Gewässer mit ca. 40–45 % und an den Phosphateinträgen mit ca. 25 % beteiligt ist. Ich will diese Zahlen gar nicht in Frage stellen. Wenn es jedoch darum geht, Maßnahmen zur Abhilfe zu entwickeln, bedarf es m. E. einer differenzierteren Betrachtung, um auch tatsächlich gezielt vorgehen zu können.

Ein von daher geeigneterer Ansatz zur Ermittlung vorhandener Belastungen stellen m. E. sogenannte Nährstoffbilanzen dar – eine Gegenüberstellung der auf die Fläche aufgebrachten und durch die Ernte entzogenen Nährstoffe. Wenngleich sich auch hierbei gewisse Pauschalierungen nicht vermeiden lassen, so zeigen Vergleiche der unterschiedlichen Betriebstypen doch, wo Problembereiche zu finden sind:

Schaffen es Ackerbaubetriebe, beim Stickstoff mit einem jährlichen Nährstoffüberhang von ca. 50 kg/ha zu wirtschaften – und dieser Überhang ist für ein optimales Pflanzenwachstum kaum geringer zu halten –, liegt der Wert bei Futterbaubetrieben schon bei ca. 100 kg/ha und bei intensiven Veredlungsbetrieben bei ca. 200 kg/ha. Hier gilt es m. E. anzusetzen, denn so verwunderlich es erscheinen mag, ein guter Teil dieses Überschusses aus den Veredlungsbetrieben stammt aus zusätzlich zu den Wirtschaftsdüngern ausgebrachten Mineräldüngern. Hieraus entstehen nicht nur die bekannten ökologischen Probleme, sondern auch ökonomische Einbußen für den einzelnen Landwirt, der teuer bezahlte Mineräldünger zukaufte, obwohl er sie pflanzenbaulich in den meisten Fällen nicht mehr benötigt. Hier bilden sich gute Ansätze, die vorhandenen Nährstoffüberhänge zu reduzieren, indem dem Landwirt die Einsparungsmöglichkeiten deutlich aufgezeigt werden.

Gefordert ist hier eine intensive pflanzenbauliche und betriebswirtschaftliche Beratung. Mein Haus unterstützt die Aktivitäten bei den niedersächsischen Landwirtschaftskammern daher durch die Förderung eines umfangreichen Feldversuchswesens, die Finanzierung von Projekten zur Intensivierung der Düngeberatung, zur umweltgerechten Gülleausbringung und in beträchtlichem Umfang durch die Bezuschussung von Beratungsringen, das heißt Zusammenschlüssen von Landwirten, die von besonders ausgebildeten Beratern betreut werden.

Allerdings – und hiervor verschließen wir nicht die Augen – gibt es überall dort, wo durch Tierhaltung mehr Nährstoffe anfallen als die Pflanzen in Ertrag umsetzen können, Probleme, die allein durch gute Beratung und Hilfsmaßnahmen, wie z. B. der Bezuschussung zum Bau von Lagerbehältern etc., nicht gelöst werden können. Hier ist es unumgänglich, gesetzliche Grenzen einzuziehen. So ist die Landesregierung momentan dabei, die geltende Gülleverordnung, die in Niedersachsen die zeit- und mengenmäßige Ausbringung regelt, zu novellieren.

Ich sage ganz offen, daß ich gern hierauf verzichtet hätte, wenn die Bundesregierung bei der Erarbeitung der Düngemittelanwendungsverordnung, die nach wie vor auf sich warten läßt, ein etwas schnelleres Tempo vorgelegt hätte. Diese Verordnung soll die Düngung und Nährstoffzufuhr in ihrer Gesamtheit behandeln, was mir natürlich wesentlich sympathischer ist, als die Gülleausbringung isoliert nach dem Abfallrecht durch die Gülleverordnung regeln zu lassen. In diesem Zusammenhang möchte ich als Landwirt noch einmal deutlich herausstellen: In den richtigen Mengen zeitgerecht angewandt, ist Gülle genauso wie Mist oder Jauche ein hervorragender Dünger.

Auf eine andere gesetzliche Maßnahme, die durch mein Haus z. Z. als Bundesratsinitiative vorbereitet wird, möchte ich hier hinweisen, und zwar handelt es sich dabei um die Überarbeitung des landwirtschaftlichen Bewertungsgesetzes. Damit werden bereits heute landwirtschaftliche von gewerblichen, industriell betriebenen Tierhaltungen abgegrenzt, jedoch, wie ich meine, nach den falschen Kriterien und zu Lasten bestimmter Betriebsformen und -größen. Ohne dabei auf Details eingehen zu wollen, die sich noch in der Beratung befinden, kann ich jedoch sagen, daß ich eine Bewertung nach den Nährstoffausscheidungen aus ökologischer Sicht wesentlich geeigneter finde als die heutige Bewertung nach der quantitativen Futteraufnahme.

Ferner halte ich es für dringend notwendig, die jetzige Ausgestaltung, wonach kleine und Kleinstbetriebe wesentlich mehr Tiere je ha halten dürfen als die vorhandene Fläche an Nährstoffen verträgt, ohne dabei gewerblich zu werden, dringend zu reformieren. Aufbauend auf diesen vorgesehenen Änderungen könnte dann neben dem Verlust steuerlicher Privilegien auch eine gezielte Ausgrenzung der nicht erwünschten Betriebsformen, die ihre Tierhaltung weitgehend von der vorhandenen

Fläche abkoppeln, im Bereich von Fördermaßnahmen, baurechtlichen Privilegien etc. erfolgen. Damit aber zunächst genug von der Tierhaltung und den anfallenden Wirtschaftsdüngern.

Beim Einsatz von mineralischen Düngern sieht die heutige Situation um einiges erfreulicher aus:

So ist der Einsatz von Stickstoff seit dem Wirtschaftsjahr 80/81 bis zum Wirtschaftsjahr 91/92 von 140 kg/ha auf 110 kg/ha, entsprechend 20%, der Phosphateinsatz von ca. 60 auf ca. 30 kg/ha, entsprechend 50%, und der Kalieinsatz von ca. 90 auf 50 kg/ha, entsprechend 40%, zurückgegangen. Dabei sind nur die tatsächlich bewirtschafteten, nicht die Stilllegungsflächen berücksichtigt. Diese erfreuliche Entwicklung, die besonders in den letzten 5 Jahren zu beobachten ist, wurde nicht zuletzt durch die bereits genannten Beratungsaktivitäten verstärkt. Diese wiederum wurden insbesondere von den Betrieben angenommen, die zu einem wesentlichen Teil vom Verkauf ihrer Feldfrüchte leben und daher bei zurückgehenden Erzeugerpreisen jede wirtschaftlich vertretbare Einsparungsmöglichkeit nutzen.

Von daher wird auch erwartet, daß die im Rahmen der EG-Agrarreform verordneten Preissenkungen zu weiteren Einsparungen beim Dünge-, aber auch Pflanzenschutzmitteleinsatz führen werden, wobei ich dabei nicht so optimistisch bzw. euphorisch wie andere Politiker oder Wissenschaftler bin, die von Einsparungen von bis zu 20% ausgehen. Auch die sog. Flankierenden Maßnahmen, mit denen extensive Produktionsmethoden gefördert werden sollen, werden diese Entwicklung und die m. E. völlig verfehlte EG-Agrarreform in ihrer Wirkung nicht grundlegend verbessern.

Um Alternativen zu dieser Politik aufzeigen und bewerten zu können, und dies gilt sowohl aus Sicht des Überschubabbaues als auch aus Sicht der ökologischen Effekte, verfolgen wir in Niedersachsen das Konzept der Stickstoffsteuer bzw. Stickstoffquote. Da es sich hierbei um ein vorwiegend agrarpolitisches Steuerungsinstrument handelt, möchte ich an dieser Stelle nicht näher darauf eingehen, jedoch zumindest darauf hinweisen, daß wir dieses Modell in einem gemeinsamen Projekt mit Landwirten, den Landwirtschaftskammern und der Universität Göttingen in der Krummhörn und dem Raum Lüchow-Dannenberg fünf Jahre lang unter praktischen Bedingungen prüfen werden. Die dann erzielten Er-

gebnisse werden hoffentlich die seit langem geführte Diskussion versachlichen.

Damit komme ich zum Schluß meiner Ausführungen, mit denen ich Ihnen hoffentlich auch zeigen konnte, daß in der Landwirtschaft nicht nur eine ausgiebige Problemanalyse stattgefunden hat und stattfindet, sondern daß dort, wo Schwierigkeiten erkannt worden sind, Maßnahmen ergriffen und Hilfen gegeben werden. Auch wird seitens der Landwirtschaft auf andere beteiligte Kreise zugegangen, wie z. B. im Rahmen von Kooperationen zwischen Wasser- und Landwirtschaft, die von der Landesregierung sowohl vor als auch nach der Einführung des Wasserentnahmeentgeltes gefördert werden. Ich möchte Sie daher herzlich bitten, dieses Engagement anzuerkennen und zu unterstützen. Andererseits möchte ich aber auch die anwesenden Landwirte bitten und ermuntern, die eingeleiteten positiven Entwicklungen auszubauen, um der häufig geäußerten Kritik die Grundlagen zu entziehen. In diesem Sinne möchte ich schließen und mich für Ihre Aufmerksamkeit bedanken.

# Belastungssituation der Elbe mit Nährstoffen

Heinrich Reincke  
Wassergütestelle Elbe, Hamburg

## 1. Einleitung

Mit dem Meßprogramm der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe der Länder Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Hamburg (ARGE ELBE) wird die Gewässergüte der Elbe von Schnackenburg bis zur Nordsee systematisch überwacht. Voraussichtlich wird sich die ARGE ELBE zum 01.07.1993 um die vier Bundesländer Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Sachsen erweitern, so daß künftig der gesamte deutsche Teil gewässergütemäßig von der ARGE ELBE abgedeckt wird. Im Bereich der Tideelbe (unterhalb des Wehres Geesthacht) als auch den Nebeloben und in den Unterläufen der wichtigsten Elbenebenflüsse werden ebenfalls Gewässergüteuntersuchungen durchgeführt. Das allgemeine Gütemeßprogramm beinhaltet dabei auch die regelmäßige Überwachung der Nährstoffsituation, um einerseits die biochemischen Stoffumsetzungsprozesse und deren Auswirkung auf den Sauerstoffhaushalt quantitativ zu erfassen und andererseits die räumliche und zeitliche Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen zu überwachen.

Die Elbe ist mit rd. 1100 km Länge von der Quelle bis zur Mündung in die Nordsee und einem Gesamtinzugsgebiet von 148268 km<sup>2</sup> eines der größten Flußgebiete Westeuropas, für die ehemalige DDR das größte und die CR das zweitgrößte Fließgewässer (Abb. 1). Die Elbe entspringt im Riesengebirge in der CR in einer Höhe von 1390 m über dem Meeresspiegel (NN). In dem Einzugsgebiet der CR werden die natürlichen Abflußbedingungen entscheidend durch Stauhaltungen im Einzugsgebiet der Elbe (Labe) geprägt. Im Einzugsgebiet der ehemaligen DDR mit seinen Hauptnebenflüssen Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel hat die Elbe den Charakter eines normalen Fließgewässers. Aus hydrologischer Sicht ist dagegen im Tidebereich eine Differenzierung vorzunehm-

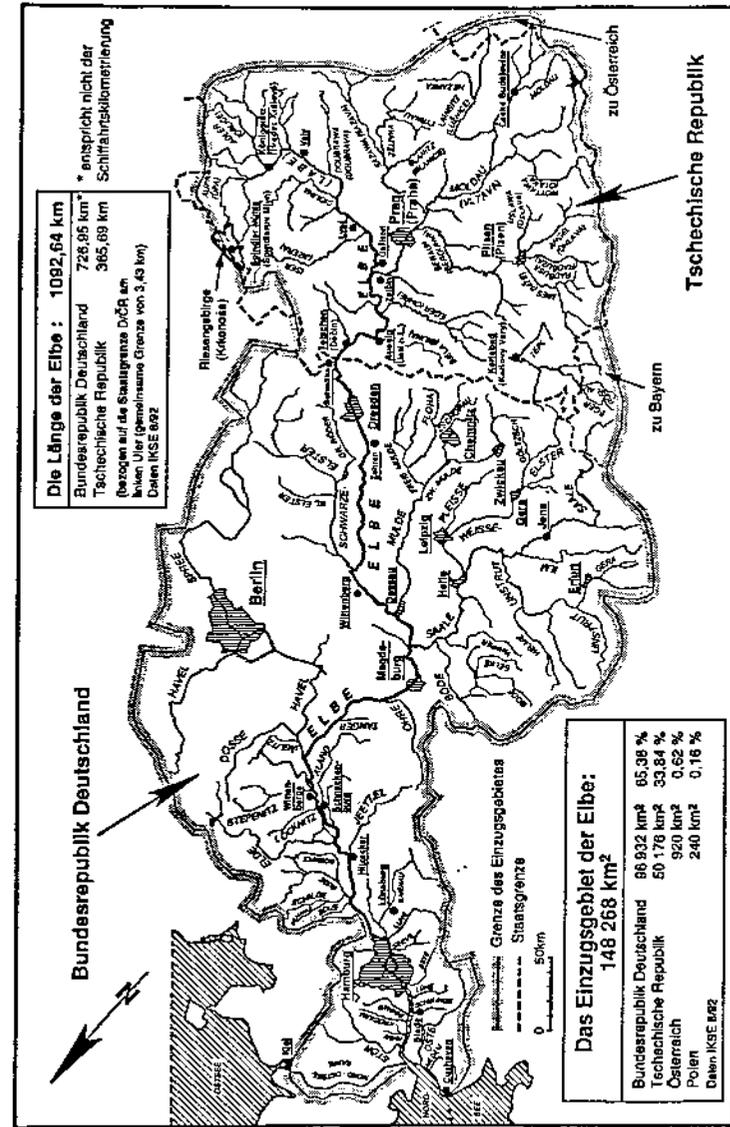


Abb. 1. Das Einzugsgebiet der Elbe.

men. Die Einteilung erfolgt zunächst in die obere Tideelbe (Wehr Geesthacht bis Bunthaus), das hamburgische Stromspaltungsgebiet mit der erheblichen Aufweitung des Querschnittes und den daraus resultierenden großen Verweilzeiten des Wasserkörpers mit verstärkter Sedimentation in den Hafenbecken und den Elbeabschnitt Hamburg-Glückstadt, der durch die intensiven Ebb- und Flutstromgeschwindigkeiten von der Gezeitendynamik geprägt ist. Aufgrund der großen Querschnitte in diesem Abschnitt ergeben sich, insbesondere bei anhaltend niedrigen Oberwasserabflüssen, sehr lange Verweil- und Transportzeiten. Die großen, durch die Tide bewegten Wasserkörper pendeln mit dem Flut- und Ebbestrom laufend stromauf und stromab und werden nur allmählich durch die Menge des in die Tideelbe einströmenden Oberwassers seewärts verschoben. Dabei wird im tidebeeinflussten Bereich insbesondere der Transport der an den Schwebstoffen haftenden Stoffe in starkem Maße durch die Charakteristik des Oberwasserabflusses (Höhe und Dauer) gesteuert.

Der für den Bereich der Tideelbe maßgebliche Pegel zur Erfassung des Abflusses befindet sich in Neu-Darchau (Strom-km 536,4). Bezogen auf die Gesamtfläche des Elbeeinzugsgebietes werden etwa 90% des Abflusses an dieser Stelle erfaßt. Da unterhalb von Neu-Darchau keine weiteren Abflußmessungen stattfinden, wird der Abfluß für Frachtenberechnungen über die Einzugsgebietsflächen und die gebietstypischen Abflußspenden hochgerechnet. In Abb. 2 ist beispielsweise die Ganglinie des Abflusses für den Zeitraum von 1985 bis 1992 graphisch aufgetragen. Der langjährige Abflußmittelwert, bezogen auf Neu-Darchau, liegt bei  $722 \text{ m}^3/\text{s}$ . Gerade in den letzten vier Jahren haben sich allerdings die Abflußverhältnisse aufgrund lang anhaltender Trockenwetterperioden dahingehend entwickelt, daß die Oberwasserabflüsse über mehrere Monate deutlich unter  $400 \text{ m}^3/\text{s}$  lagen und sie demzufolge entsprechende Auswirkungen auch auf den Gewässergütezustand der Tideelbe hatten.

Die vorstehenden Erläuterungen verdeutlichen, daß in den hydrologisch sehr unterschiedlichen Teilabschnitten der Elbe eine differenzierte Betrachtungsweise der Gewässergütesituation geboten ist.

Nährstoffe, Spurenelemente und als Energiequelle das Licht sind die für den Aufbau von Biomasse erforderlichen Grundelemente. Dementsprechend werden Nährstoffe beim Abbau von Biomasse, also der Re-

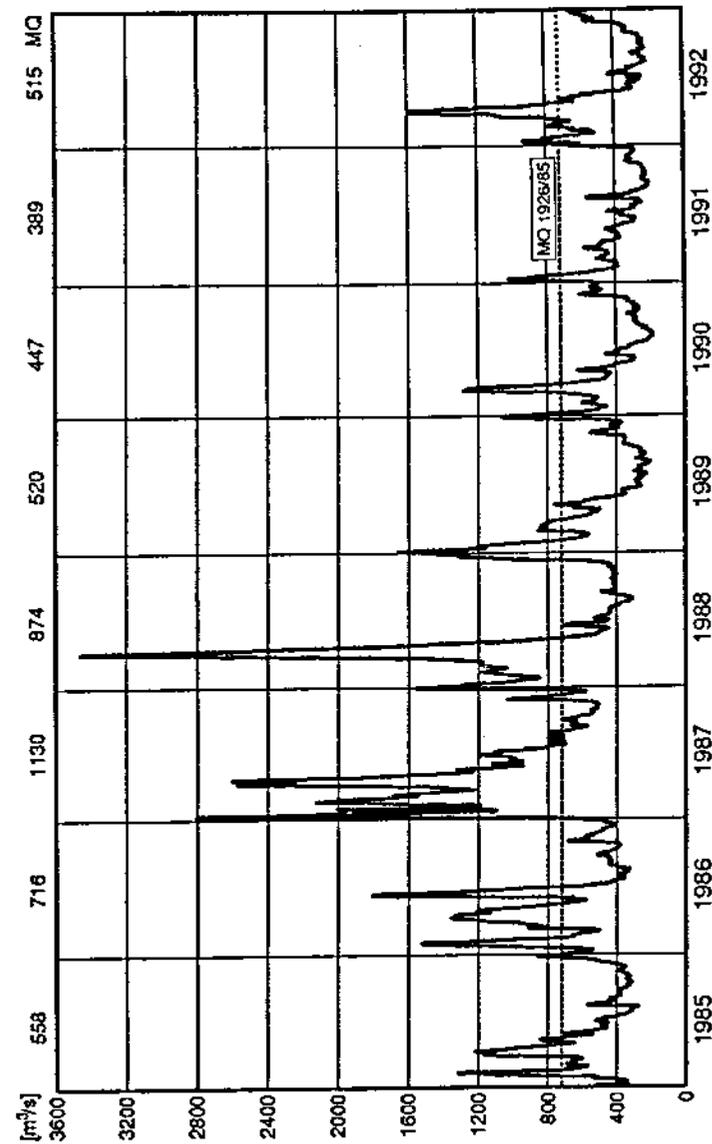


Abb. 2. Abfluß der Elbe beim Pegel Neu-Darchau (Strom-km 536,4).

mineralisation organischer Substanz, wieder freigesetzt. Neben Kohlendioxid sind in den Gewässern Stickstoff und Phosphor die Hauptnährstoffe. Veränderungen der Stickstoff- und Phosphorgehalte in einem Gewässer durch anthropogene Einwirkungen können zu tiefgreifenden Verschiebungen der Biomasse-Entwicklung, aber auch der Artenzusammensetzung führen. Erhöhte Nährstoffkonzentrationen führen aber nur dann zu einem starken Anstieg der Biomassenentwicklung, wenn ausreichend Spurenelemente und Energie in Form des Lichtes im Gewässer verfügbar sind. Bei dem Abbau der Biomasse wird in erheblichem Maße Sauerstoff für die Oxidation gezehrt und damit dem Wasser entzogen; die Nährstoffe werden wieder freigesetzt und stehen für einen erneuten Aufbau von Biomasse zur Verfügung.

Die Nährstoffbelastung der Gewässer ergibt sich aus der Summe aller natürlichen und anthropogenen Einflüsse. Natürliche Einflüsse von Phosphaten ergeben sich z. B. aus Verwitterung von Gesteinen. Anthropogene Einflüsse resultieren zudem aus häuslichem und industriellem Abwasser sowie dem landwirtschaftlichen Bereich. Ursachen für Stickstoffeinträge sind Niederschlag, Auswaschungen aus der oberen, belebten Bodenschicht und Zersetzung abgestorbener Biomasse. Dominierende anthropogene Einträge werden aus Gebieten mit intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen sowie aus den kommunalen und industriellen Abwässern eingetragen.

## 2. Belastungssituation der Elbe

Im Grenzprofil der Elbe zur CR bei Schmilka ist in den letzten Jahren die Nitratbelastung annähernd gleich geblieben. Sie liegt in der Größenordnung zwischen 5–7 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Flußabwärts erfolgt dann allmählich eine leichte Konzentrationsabnahme, bedingt u. a. durch die Inkorporation in Biomasse. Mulde und Saale erhöhen wiederum die Nährstoffkonzentrationen in der fließenden Elbe mit der Konsequenz, daß im Meßprofil Magdeburg der Konzentrationsgradient im Mittel um die 6 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  beträgt. Nach der Wende hatte sich erstmalig während der Sommermonate eine starke Algenmassenentwicklung eingestellt. Durch die Verbesserung des Lichtklimas als auch den Rückgang toxi-

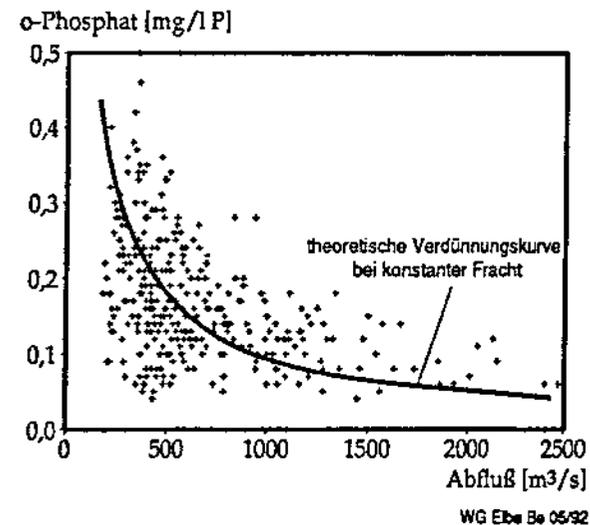
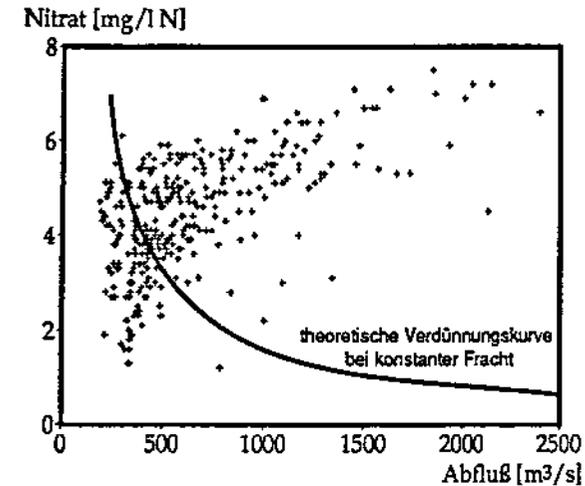


Abb. 3. Nitrat- und o-Phosphat-Gehalte bezogen auf den Abfluß der Elbe bei Schnackenburg 1985–1991.

scher Substanzen, die sich in früheren Jahren sehr stark hemmend auf das Algenwachstum ausgewirkt hatten, konnten sich die Milieubedingungen für das Phytoplankton deutlich verbessern.

Im Tidebereich liegen die Nährstoffkonzentrationen noch deutlich über den natürlichen Grundgehalten ( $< 1 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ ;  $< 0,01 \text{ mg/l P}$ ). Die hohen Nitrat- und Phosphatgehalte führten in der Elbe bislang nicht zu Euthrophierungserscheinungen wie Algenmassenentwicklungen, da das Lichtklima in der Tideelbe sehr schlecht ist (große Wassertiefen, hohe Schwebstoffführung).

Die ortho-Phosphat-Gehalte beispielsweise an der Meßstelle Magdeburg lagen in den Jahren 1989 und 1990 noch im Mittel bei rund  $0,32 \text{ mg P/l}$ ; im Jahre 1991 erfreulicherweise bei rund  $0,17 \text{ mg P/l}$  mit weiterem positivem Entwicklungstrend. Die Konzentrationswerte in der Tideelbe liegen durchweg bei  $0,10 \text{ mg P/l}$  und somit auch über der natürlichen Grundbelastung.

Die Nährstoffgehalte der Elbe zeigen eine deutliche Abhängigkeit vom Oberwasserabfluß. Dabei verändern sich die Nitrat- und Phosphat-Gehalte gegenläufig. Während bei steigendem Abfluß die Nitratkonzentrationen ansteigen, werden die o-Phosphat-Gehalte entsprechend der Verdünnung kleiner. In den niederschlagsreichen Jahren ist die Stickstofffracht somit deutlich höher als in den niederschlagsarmen, weil der diffuse Stickstoffeintrag, speziell des wasserlöslichen Nitrats, bei ergiebigen Niederschlägen durch Auswaschungen von Land erheblich ansteigt. Phosphor, das im Boden in einer schwer wasserlöslichen Form vorliegt, wird in sehr viel geringerem Maße ausgeschwemmt. Überschlägigen Berechnungen zufolge stammt etwa die Hälfte des Gesamt-Phosphors in der Elbe aus Einleitungen.

Abb. 4 zeigt beispielhaft die Nährstoffgehalte der Elbe an der Meßstelle Schnackenburg (Strom-km 474,5; unterhalb der Havelmündung) für die Jahre 1989 bis 1991. Im Vergleich zu den natürlichen Konzentrationen sind die Phosphor-Gehalte etwa um das 20fache und die Stickstoff-Gehalte um das 4fache erhöht. Im Jahre 1991 waren die Nährstoffkonzentrationen etwas geringer als in den Vorjahren. Besonders die Ammonium-Gehalte zeigten in den Sommermonaten ungewöhnlich niedrige Werte. Diese Abnahme ergibt sich einerseits aus einem Rückgang von industriellen Einleitungen in den neuen Bundesländern, ande-

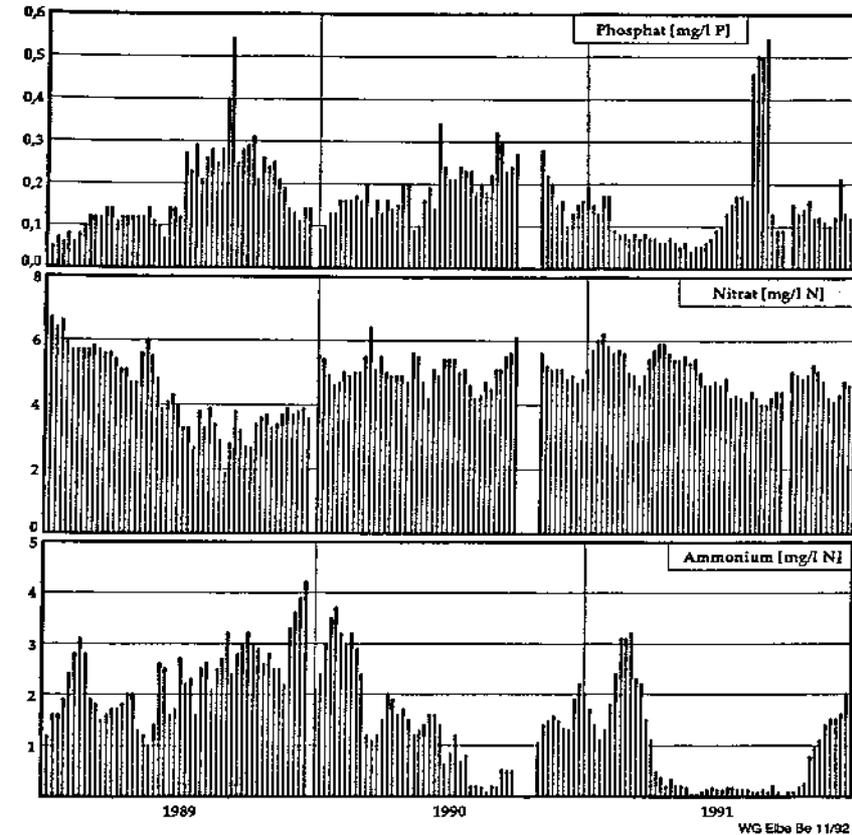


Abb. 4. Nährstoffgehalte der Elbe bei Schnackenburg (Strom-km 474,5).

rerseits aus dem stärkeren bakteriellen Ammoniumabbau (Nitrifikation).

In der Tabelle 1 sind die Nährstoffjahresfrachten der Elbe an der oberen Brackwassergrenze zwischen Grauerort und Glückstadt für die letzten 11 Jahre zusammengestellt. Wie bereits vorstehend erwähnt, liegt in den niederschlagsreichen Jahren die Stickstofffracht deutlich höher als in den niederschlagsarmen Jahren, da der diffuse Stickstoffeintrag erheblich ansteigt. In den beiden niederschlagsreichen Jahren 1981 und

Tabelle 1. Nährstoff-Jahresfrachten der Elbe an der oberen Brackwassergrenze (Glückstadt/Grauerort)

Jahr	MQ Pegel Neu Darchau [m <sup>3</sup> /s]	Gesamt-N [t]	Gesamt-P [t]
1980	993	220000	13000
1981	1130	280000	13000
1982	751	200000	12000
1983	623	160000	11000
1984	582	150000	12000
1985	558	150000	9000
1986	715	200000	10000
1987	1130	280000	11000
1988	874	230000	10000
1989	520	130000	8000
1990	447	120000	8000
1991	384	90000	7000

1987 wurde beispielsweise die gleiche hohe Fracht von 280000t N erreicht.

Zur Darstellung der Umsetzungsprozesse der Stickstoffverbindungen im Bereich der Tideelbe ist in Abb. 5 die Gegenüberstellung einer vergleichbaren hydrologischen Situation im Juli 1983 und im Juli 1991 aufgetragen. Das Längsprofil vom Juli 1991 zeigt, daß im Bereich der Mittelelbe ein hohes Potential an Ammoniumverbindungen über Nitrit zu Nitrat umgesetzt wurde und dieses Nitrat z. T. in Biomasse inkorporiert wird und sedimentiert.

### 3. Woher kommen die Nährstoffeinträge?

Der Nährstoffeintrag aus diffusen Quellen in die Elbe ist sicherlich ein sehr komplexer Vorgang. Insofern wird bei einer entsprechenden Betrachtung von Schätzungen auszugehen sein. Nach Nolte und Werner (1) beträgt der Gesamteintrag an Stickstoff aus diffusen Quellen im Einzugsbereich der Elbe auf dem Gebiet der neuen Bundesländer annä-

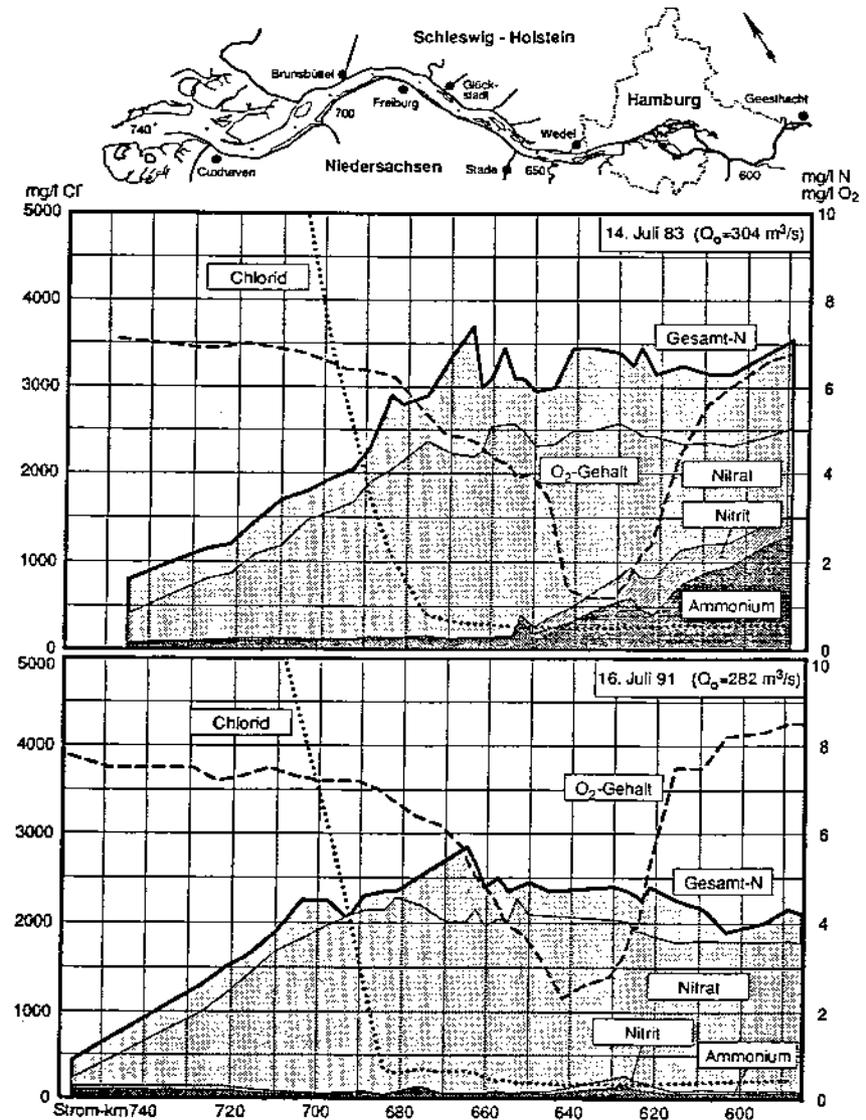


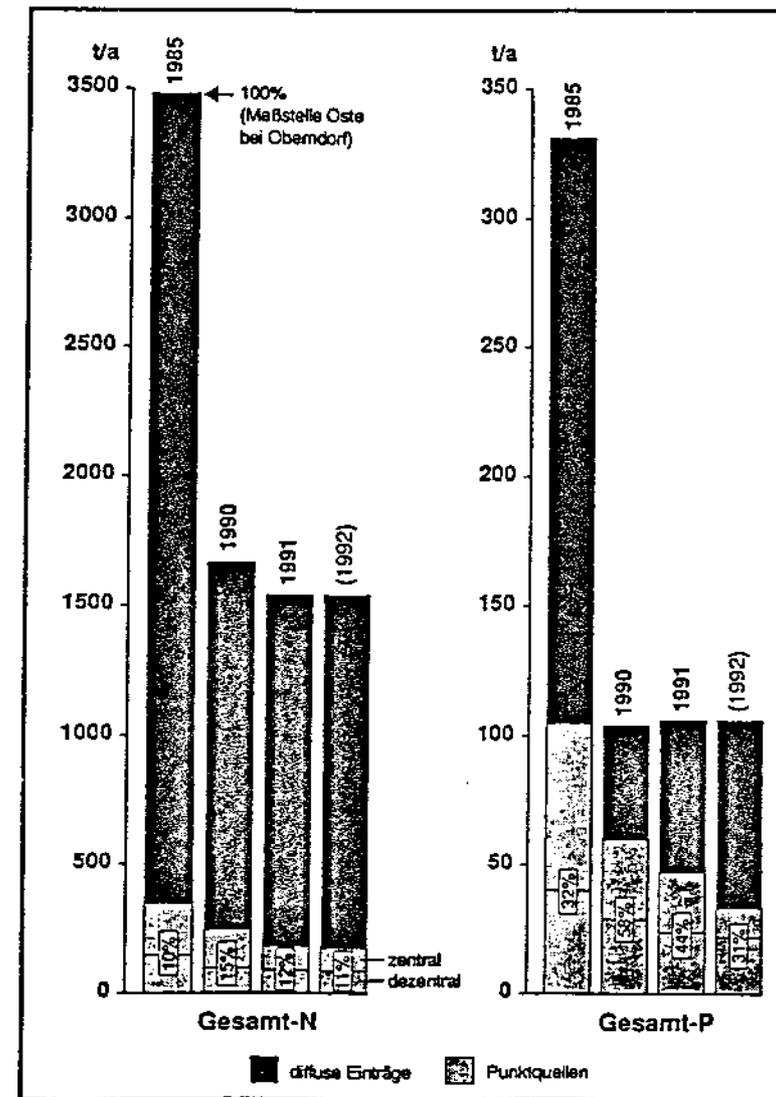
Abb. 5. Gesamt-Stickstoffgehalte und deren Zusammensetzung und der O<sub>2</sub>-Gehalt im Längsprofil der Tideelbe – 1983 und 1991.

hernd 150000t N. Umgerechnet auf die vorhandene Wirtschaftsfläche von rd. 8 Mio. ha ergibt dies einen ha-spezifischen Betrag von knapp 18,8kg N/ha. Im Gebiet der alten Bundesländer wurde von Werner et al. (2) ein Gesamteintrag aus diffusen Quellen von 440000 t N berechnet, was im Vergleich einer ha-spezifischen Belastung von rd. 17,7 kg N/ha entspricht. Der Gesamteintrag an Phospor aus diffusen Quellen wird mit 8000–11000 P pro Jahr für das Gebiet der neuen Bundesländer angewiesen (1). Die vorgenannte Jahresfracht entspricht rd. 1 kg P/ha Wirtschaftsfläche. In den alten Bundesländern liegen diese Werte in etwa in der gleichen Größenordnung. Die hier genannten Angaben beziehen sich allerdings auf zwei repräsentative Einzugsgebietsgrößen von 18 km<sup>2</sup> bzw. 1000 km<sup>2</sup>.

Eine einzugsgebietspezifische Betrachtung der Oste als größter Nebenfluß im Bereich der Tideelbe (AE = 1711 km<sup>2</sup>) zeigt in der Gegenüberstellung (Abb. 6), daß insbesondere in den beiden letzten Jahren die Emission aus Punktquellen für Stickstoff als auch Phosphor weiter abgenommen haben. Der Gesamtanteil in den Jahren 1990–92 ist größenordnungsmäßig gleich geblieben, hat allerdings gegenüber 1985 deutlich abgenommen. Dabei ist anzumerken, daß 1985 als trockenes Jahr zwischen nassen Jahren diese Ergebnisse gebracht hat, während seit 1989 permanent trockene Jahre mit niedrigeren Oberabflüssen zu verzeichnen waren. Insofern kann sich in künftigen niederschlagsreichen Jahren die Gesamtfracht an Nährstoffen wieder deutlich erhöhen.

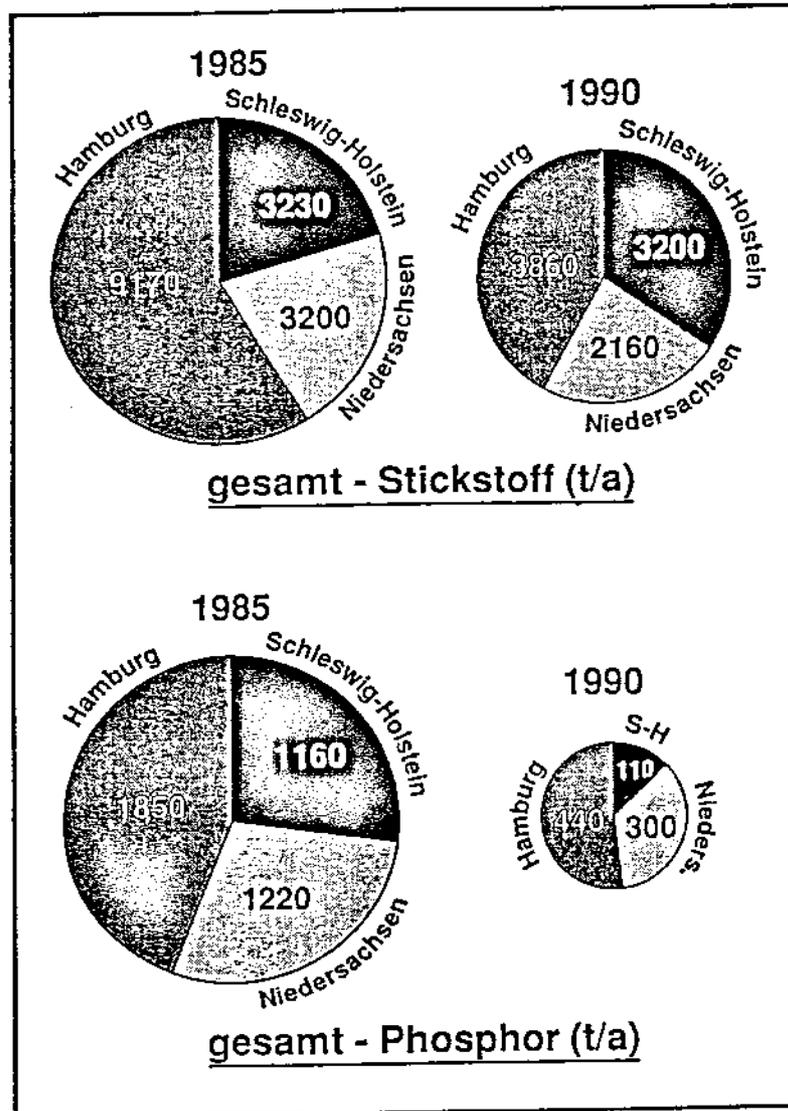
Als überaus erfreulich ist ebenfalls die Entwicklung der Nährstoffreduktion bei den Punktquellen zu sehen. Für den Bereich der ARGE Elbe sind in der Zusammenstellung der Einleitungen aus kommunalen und industriellen Kläranlagen (1985/1990) die Gesamtstickstoff- als auch Phosphorfrachten dargestellt (Abb. 7). Hieraus wird sehr eindrucksvoll deutlich, daß die seinerzeit verabschiedeten Ministerbeschlüsse der Elbeanlieger zur Nährstoffreduktion sowie die Anforderungen aus dem wasserrechtlichen Vollzug bereits deutliche positive Auswirkungen gezeigt haben.

Für den Bereich der neuen Bundesländer als auch der CR ist nur zu hoffen, daß entsprechend dem Programm der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (3) die hierin beschriebenen Maßnahmen umgehend realisiert werden. Aus Abb. 8 sind zusammenfassend die Maß-



WG Elbe/Ehr 8.2.93

Abb. 6. Nährstofffrachten im Oste-Einzugsgebiet



WG Elbe/Ehr 11/91

Abb. 7. Gegenüberstellung der Einleitungen aus kommunalen und industriellen Kläranlagen in das Elbe-Einzugsgebiet 1985/1990.

nahmen mit der daraus resultierenden Lastreduzierung bzw. Lastsenkung zu entnehmen.

Unter der Voraussetzung, daß die beabsichtigten Maßnahmen der Landwirtschaft zur Verminderung der Nährstoffeinträge in die Gewässer in bezug auf Beratung, pflanzenbedarfs- und standortgerechte Düngung, Verminderung von Bodenerosion und Abschwemmung, sachgerechter Umgang mit Wirtschaftsdüngern sowie eine Herausnahme von Flächen aus der landwirtschaftlichen Produktion mit Extensivierung der Produktion umgehend greifen, wird sich mittelfristig eine Verringerung des Eintrages von Nährstoffen in die Gewässer einstellen. Es muß allerdings jetzt gehandelt werden.

Ein lobenswerter Ansatz in dieser Richtung wird beispielsweise vom Maschinenring Stade e. V. seit 1990 verfolgt. Durch die Anschaffung von modernen Geräten zur Gülledüngung wird als Pilotprojekt eine pflanzenbedarfsgerechte und geruchsarme Nährstoffzuführung mittels Schleppschlauchverteiler praktiziert. (4)

#### 4. Zusammenfassung

Die Nährstoffbelastung der Elbe hat sich mit der Eutrophierung der Ost- und der Nordsee in den letzten 20 Jahren zu einem der zentralen Umweltprobleme entwickelt. Flächendeckende Reduzierungen der Nährstoffbelastung sind hier, insbesondere im Hinblick auf das hochgesteckte Ziel der Nordseeschutzkonferenzen, bis zum Jahre 1995 die Nährstofffrachten gegenüber 1985 zu halbieren, dringend geboten. Dieses Ziel wird allerdings ein Wunschziel bleiben, wenn nicht eine drastische Reduzierung, insbesondere der Stickstoffauswaschung, von den landwirtschaftlichen Nutzflächen eintritt.

Für den Bereich der Elbe ist derzeit festzustellen, daß dieses hochgesteckte Ziel bei der Gesamtbetrachtung der Nährstofffrachten offensichtlich nicht erreicht wird, dagegen bei der Belastung aus Punktquellen zumindest für die alten Bundesländer bereits heute zum Teil deutlich überschritten wurde. Auch wenn die derzeit in der allgemeinen Diskussion befindlichen Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge aus dem Nutzflächenbereich über die entsprechenden

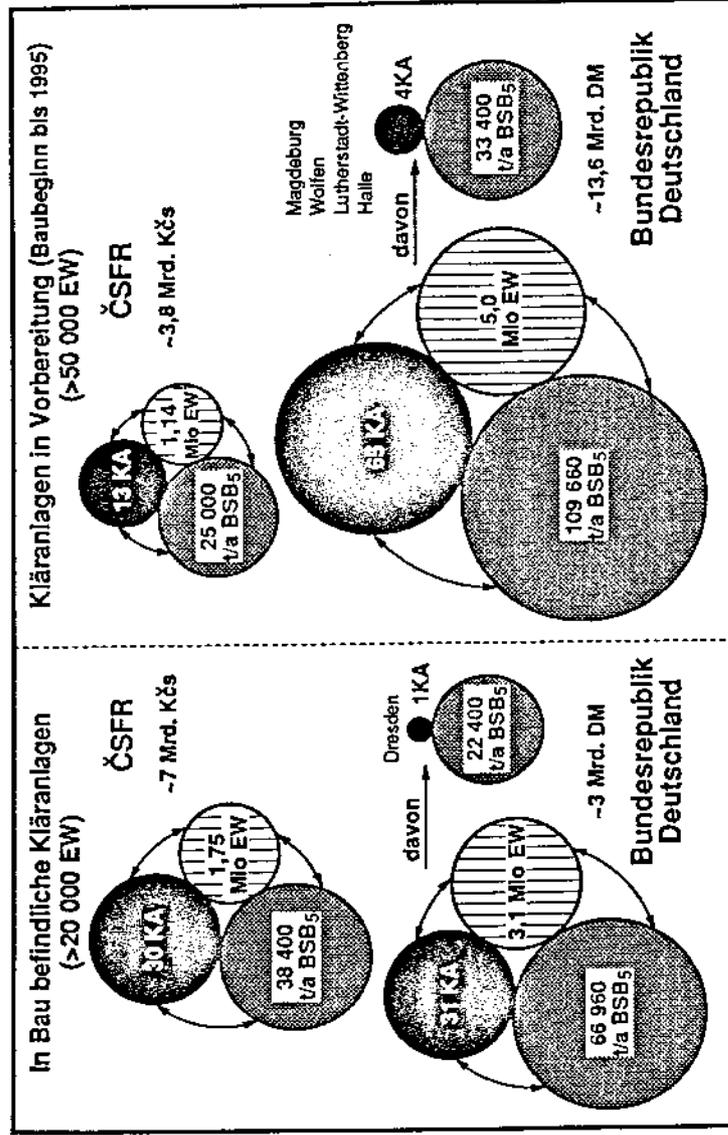


Abb. 8. Sanierungskonzept des Sofortprogramms der IKSE – Lastsenkung im kommunalen Bereich.

Pfade in das Gewässer greifen, wird mit Sicherheit noch ein Zeitraum von 5–10 Jahren vergehen, bis das vorhandene Nährstoffpotential im Drainagewasser bzw. im oberen Grundwasserpfad als auch in der Bodenpassage eine spürbare entlastende Auswirkung auf die Nährstoffsituation der Elbe und insbesondere der Nordsee zeigt.

**Literatur**

- [1] Stickstoff- und Phosphatcintrag über diffuse Quellen in Flußgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehem. DDR, Forschungsvorhaben Wasser, Umweltbundesamt 102 04 382.
- [2] Werner et al. (1990). Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über »offene Quellen«, Forschungsvorhaben Wasser, Umweltbundesamt 102 04356/03.
- [3] Erstes Aktionsprogramm (Sofortprogramm) der IKSE, Hrsg: IKSE Magdeburg 1991.
- [4] Zeitschrift top agrar 5/91/Maschinenring Stade e. V., 2152 Bliedersdorf.

# Atmosphärische Einträge von Stickstoffverbindungen

Michael Schatzmann

Meteorologisches Institut, Universität Hamburg

## Zusammenfassung

Nachdem zumindest in den alten Bundesländern alle Kraftwerke über Rauchgasentschwefelungsanlagen verfügen und der Hausbrand auf Gas, Fernwärme oder Öl umgestellt worden ist, sind Stickoxide und Ammoniak (neben Kohlenmonoxid und Kohlendioxid) zu den mengenmäßig wichtigsten Luftschadstoffen geworden. Eine wirksame Verminderung der vorwiegend aus dem Verkehr und der Landwirtschaft stammenden Emissionen ist bisher nicht gelungen.

Was in die Atmosphäre emittiert wird, kehrt in irgendeiner Form wieder zum Erdboden zurück und entfaltet hier in der Regel unerwünschte Wirkungen. Nach allgemeinen Bemerkungen zur Relevanz von Stickstoff als Schadstoff erfolgt der Versuch, die gegenwärtigen Möglichkeiten und Grenzen bei der Aufstellung von Emittor-Rezeptor-Beziehungen darzustellen. Sodann werden die Stickstoffeinträge quantifiziert und bewertet.

## 1. Stickstoff als Schadstoff

Stickstoff ist als das in der Luft am häufigsten vorkommende Element an sich unproblematisch. Erst in chemischer Verbindung mit anderen Elementen und bei Überschreiten bestimmter Konzentrationsschwellen entfaltet er eine schädigende Wirkung. Verglichen mit anderen Massenschadstoffen der Luftverschmutzung (Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid) spielt Stickstoff eine Sonderrolle. Während bei jenen Emissionsminderungsmaßnahmen zu spürbaren Verbesserungen der Luftqualität ge-

führt haben, ist das bei der Freisetzung von Stickstoffverbindungen mit schädigender Wirkung bisher kaum festzustellen. Die Emissionen sind in der Vergangenheit kontinuierlich angestiegen. Erst in jüngster Zeit ist eine geringfügige Abnahme zu verzeichnen.

## 2. Stickstoffemissionen nach Art, Herkunft, Menge und Bedeutung

### 2.1. Stickstoffoxide und Folgeprodukte

Stickstoffoxidemissionen lassen sich fast ausschließlich auf Verbrennungsvorgänge in Motoren und Feuerungsanlagen zurückführen, wo durch teilweise Oxidation des in Brennstoff und Verbrennungsluft enthaltenen Stickstoffs zunächst überwiegend Stickstoffmonoxid entsteht, das in der Atmosphäre jedoch schnell zu Stickstoffdioxid und  $\text{HNO}_3$  oxidiert wird. Beide Verbindungen werden in der Atmosphäre in der Gasphase transportiert,  $\text{NO}_2$  auch über große Distanzen. Über Folgereaktionen werden Nitrationen produziert, deren Transport vorwiegend gebunden an Aerosole erfolgt. Unter dem Einfluß von Sonnenlicht und flüchtiger Kohlenwasserstoffe wird  $\text{NO}_2$  teilweise wieder zu  $\text{NO}$  reduziert, wobei sich Ozon bildet (Sommersmog).

Die Stickstoffoxid ( $\text{NO}_x$ )-Emissionen sind in den alten Bundesländern trotz zahlreicher Gegenmaßnahmen von 2,4 Mio t im Jahre 1970 auf 3 Mio t im Jahr 1986 angestiegen. Die Ursache für die Zunahme lag im Straßenverkehr, auf den gegenwärtig (1990) mehr als 70 % des  $\text{NO}_x$ -Ausstoßes entfällt. Seit 1986 ist eine Verringerung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen um ca. 10 % zu verzeichnen (Rauchgasentstickung in Kraftwerken, 3-Wege-Katalysatoren in Pkw).

In der ehemaligen DDR wurden im Jahr 1989 etwa 0,7 Mio t  $\text{NO}_x$  emittiert (Umweltbundesamt, 1992). Die im Vergleich zu den alten Bundesländern kleineren Pro-Kopf-Emissionen waren auf das geringere Verkehrsaufkommen sowie auf den überwiegenden Braunkohleeinsatz in der Stromerzeugung (geringere Verbrennungstemperaturen) zurückzuführen. Es ist zu erwarten, daß mit fortschreitender Angleichung der Lebensverhältnisse die  $\text{NO}_x$ -Erzeugung in den neuen Bundesländern zunächst steigen wird.

Anders als bei Schwefeldioxid, dessen Ausstoß in den alten Bundes-

ländern über die letzten 20 Jahre auf etwa ein Drittel des ursprünglichen Werts gesenkt werden konnte, werden die  $\text{NO}_x$ -Emissionen gesamtdeutsch zumindest mittelfristig auf hohem Niveau bleiben.

Daß die Luftreinhaltepolitik sich verstärkt mit Stickstoff als Schadstoff befassen muß, belegen die Meßwerte von verkehrsnahen Stationen in Großstädten, an denen immer häufiger Grenzwertüberschreitungen registriert werden. So kam es z. B. in einer großen Hamburger Ausfallstraße (Stresemannstraße) im Mai 1992 an 11 Tagen und im Juni 1992 an 18 Tagen im Tagesmittel zu Überschreitungen der Maximalen Immissionskonzentration (MIK) nach Richtlinie VDI 2310 für  $\text{NO}_2$ . Die Ozonwerte liegen normalerweise im Stadtrandbereich über den Werten der Innenstädte, da das Ozon durch Autoabgase nicht nur gebildet, sondern teilweise wieder abgebaut wird. Zieht man auch hier Werte aus dem Hamburger Luftmeßnetz heran, so sind für den sonnigen Juni 1992 an den vier Ozon-registrierenden Meßstellen insgesamt 744 Überschreitungen des MIK-Halbstundenwerts für  $\text{NO}_3$  zu verzeichnen (Umweltbehörde FHH, 1992).

Zu beachten sind jedoch nicht nur die direkten Gefährdungen durch  $\text{NO}_2$  und Photooxidantien. Da jeder emittierte Stoff nur eine begrenzte Verweildauer in der Atmosphäre hat, kommen alle Schadstoffe bzw. ihre Folgeprodukte zur Erde zurück. Stickoxide bewirken eine Düngung und Versauerung von Böden und Gewässern, die in Mittel- und Westeuropa inzwischen flächendeckend zu Waldschäden, Artenverarmung und Eutrophierungserscheinungen in Seen und Meeren führt.

## 2.2. Ammoniak und Folgeprodukte

Bei Ammoniak sind direkte Gesundheitsschädigungen bei den in der Umwelt typischerweise vorkommenden Konzentrationen nicht nachweisbar, daher spielt es in der öffentlichen Diskussion eine weit geringere Rolle als  $\text{NO}_x$ . In den meisten offiziellen Verlautbarungen (Daten zur Umwelt etc.) wird es – völlig zu Unrecht – nur ganz am Rande erwähnt.

$\text{NH}_3$ -Emissionen stammen ganz überwiegend aus der Landwirtschaft und hier vornehmlich aus der Massentierhaltung (Gülle). Ein Rind gibt pro Jahr etwa 30 kg  $\text{NH}_3$ -Stickstoff ab (Isermann, 1988), das ist ungefähr die gleiche Stickstoffmenge, die 6 Pkw ohne Katalysator bei einer jähr-

lichen Fahrleistung von 10000 km emittieren. Aufsummiert über den gesamten Nutztierbestand ergibt sich z. B. für Deutschland (alte Bundesländer) eine Jahresemission von derzeit 0.5 Mio t  $\text{NH}_3$ -N im Vergleich zu etwa 1 Mio t  $\text{NO}_x$ -N (Isermann, 1990).

$\text{NH}_3$  ist etwa 10 mal so reaktionsfreudig wie  $\text{NO}_2$  und verbindet sich in der Atmosphäre bevorzugt zu Ammoniumnitrat und Ammoniumsulfat. Vor allem Ammoniumsulfat ist beständig und wird als typischer Aerosolbestandteil auch im überregionalen »scale« transportiert. Ebenso wie  $\text{NO}_x$ -Stickstoff trägt  $\text{NH}_3$ -Stickstoff zur Düngung und Versauerung (über bakterielle Nitrifikation von  $\text{NH}_4^+$  zu  $\text{NO}_3^-$ ) von Böden und Gewässern bei. Wegen der im Vergleich zum Nitrat besseren Bioverfügbarkeit wird es von den Organismen sogar bevorzugt aufgenommen.

## 3. Transport von Stickstoffverbindungen

Technische und planerische Maßnahmen zur Verringerung der Umweltbelastung durch Stickstoffverbindungen setzen Kenntnisse über die Auswirkung möglicher Maßnahmen voraus. Um diese abschätzen zu können, sind Emittor-Rezeptor-Beziehungen zwischen den Quellen und den Wirkungsorten der Schadstoffe aufzustellen. Wegen der Komplexität der sich in der Atmosphäre abspielenden Vorgänge können mit den bisher vorliegenden Modellen jedoch stets nur Teile der physikalisch-chemischen Abläufe simuliert werden.

Man unterscheidet zwischen Strömungsmodellen, die die meteorologischen Felder (Wind, Temperatur etc.) berechnen, und den Transportmodellen, die die eigentliche Schadstoffausbreitung, -umwandlung und -deposition modellieren. Beide Modelltypen sind abgestimmt, auf die Ausdehnung des jeweils interessierenden Ausbreitungsgebiets zu formulieren, da auf den verschiedenen Raum- und Zeitskalen unterschiedliche physikalische und chemische Prozesse von Bedeutung sind.

### 3.1. Großskalige Modelle

Großskalige meteorologische Felder werden vom Wetterdienst im 150-km-Gitter und neuerdings für Europa auch mit einer horizontalen Auflösung von ca. 50 km routinemäßig zur Verfügung gestellt. Zusätzlich

gibt es Analysemodelle, die unter Nutzung aller synoptischen Daten die Wind- und Druckwerte im 40-km-Raster aus der Massenerhaltungsgleichung ableiten.

Die zu diesem »scale« passenden Transportmodelle betrachten in der Regel die Verlagerung ausgewählter Luftpakete auf durch das Strömungsfeld vorgegebenen Trajektorien und die dabei erfolgende zeitliche Veränderung der Spurenstoffkonzentration innerhalb dieser Pakete. Die Konzentrationsverteilung an ausgewählten Orten ergibt sich durch Summation der Beiträge aller Luftpakete, die diesen Ort passieren.

Der einfache Aufbau der Trajektorienmodelle bedingt eine Reihe von Nachteilen, die bei diesem Modelltyp notwendigerweise in Kauf genommen werden müssen. Wesentliche physikalische Prozesse werden nur über Parameterisierungen berücksichtigt, so die nasse Deposition durch einen »wash-out«-Faktor, die trockene Deposition der Schadstoffe über Depositionsgeschwindigkeiten und die quellnahe Schadstoffablagerung über einen Lokaldepositionsfaktor. Als Ergebnis werden Verteilungen der Schadstoffkonzentration und -deposition gewonnen, die räumlich (150 km × 150 km) und zeitlich (minimal 1 Monat) nur grob aufgelöst sind. Besonders interessierende Einzelereignisse (z. B. Smogepisoden), Einflüsse lokaler Phänomene (städtische Wärmeinseln, Land/Seewind-Zirkulation) oder Eintragsspitzen sind mit großskaligen Modellen nur bedingt oder gar nicht darstellbar. Man gewinnt jedoch mit erträglichem Aufwand ein hinreichend genaues Bild von den großräumigen Schadstoffverfrachtungen.

Obwohl die großskaligen Modelle viel Empirie und in den Details wenig Physik enthalten, wurden mit ihnen überwiegend positive Erfahrungen gesammelt. Die errechneten Jahres- und Monatsmittel des atmosphärischen Eintrags konnten für einige Elemente anhand von Meßdaten überprüft werden, die Übereinstimmung war zufriedenstellend. Eines der Modelle (EMEP) wird inzwischen standardmäßig zur Ermittlung der Schadstoffim- und -exporte zwischen den europäischen Staaten eingesetzt.

### 3.2. Mesoskalige Modelle

Für Ausbreitungsuntersuchungen im regionalen Bereich (z. B. Großraum Hamburg, norddeutsche Küstenländer) werden mesoskalige Modelle benötigt. Hierbei handelt es sich um hydrodynamische Modelle, in denen nicht nur der Schadstofftransport, sondern auch die ihn verursachenden oder beeinflussenden meteorologischen Felder (Wind, Druck, Temperatur etc.) berechnet werden. Da die Modelle bezüglich Speicherplatz und Rechenzeitbedarf sehr aufwendig sind, konnte mit ihrer Entwicklung erst vor etwa 15 Jahren begonnen werden, nachdem leistungsfähige Großrechner zur Verfügung standen.

Physikalisch bedeutsame Vorgänge wie die Wolken- und Niederschlagsbildung, Strahlungsumsätze etc. werden von diesem Modelltyp mitsimuliert. Verglichen mit den großskaligen Modellen werden Parameterisierungen erst auf viel höherer Stufe eingeführt. Wegen der hohen räumlichen (Gitterweite <10 km) und zeitlichen (Zeitschritt <1 min) Auflösung sind die Modelle zur Durchführung von Fallstudien und Prozeßuntersuchungen geeignet. Es lassen sich für interessierende Orte Zeitreihen der Konzentration und Deposition generieren und damit auch Konzentrationsmaxima ermitteln. Meßdaten können verallgemeinert und die Auswirkungen von Emissionsminderungsmaßnahmen regional quantifiziert werden.

Je feiner die Auflösung gewünscht wird, desto mehr steigt jedoch bei gleicher Modellgebietsgröße der rechnerische Aufwand. Mit vertretbarem Aufwand können auf großen Vektorrechnern für die hier zur Diskussion stehenden Anwendungen derzeit Modelle mit nur etwa 60 × 60 × 30 Gitterpunkten betrieben werden. Wegen des zu wählenden kleinen Zeitschritts ist die Ermittlung von Monats- oder Jahresmittelwerten des Schadstoffeintrags außerhalb des Machbaren. Mesoskalige und großskalige Modelle treten daher nicht in Konkurrenz zueinander, sie haben getrennte, einander ergänzende Anwendungsbereiche.

Mit Bezug auf Stickstoff als Schadstoff ist die Entwicklung dieses Modelltyps für die obere Mesoskala (~ 40 km-Gitter) am weitesten fortgeschritten (PHOXA, EURAD; Umweltbundesamt, 1990; Jakobs et al., 1990). Höherauflösende Modelle für regionale Anwendungen befinden sich in allen namhaften meteorologischen Forschungsstätten in der Entwicklung. Die bisher mit ihnen erzielten Ergebnisse sind ermutigend,

die generelle Anwendungsreife kann ihnen aber noch nicht bescheinigt werden. Weitere Forschungsarbeiten sind notwendig, sie müssen insbesondere auf eine Verbesserung der sich mit Wolken-, Niederschlags- und chemischen Umwandlungsprozessen befassenden Modellteile abzielen. Zusätzlich sind Verfahren zu entwickeln, die die fortwährende Anpassung der Modelle an die sich ändernden großskaligen Verhältnisse erlauben. Darüber hinaus ist schließlich eine umfassende Verifizierung der Modelle notwendig.

### 3.3. Kleinskalige Modelle

Kleinskalige Strömungs- und Transportmodelle kommen vor allem im gebiets- und anlagenbezogenen Immissionsschutz zum Einsatz. Mit ihrer Hilfe wird entschieden, ob schadstoffemittierende Anlagen lokal Gefahren oder erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit hervorrufen. Sie dienen ferner zur Prüfung der Umweltverträglichkeit im Vorfeld von städtebaulichen oder verkehrsplanerischen Maßnahmen sowie zur Abschätzung der Auswirkung von Gefahrstofffreisetzungen bei Industrie- oder Transportunfällen.

Diese Anwendungsbreite kann nicht mehr mit einem Modelltyp abgedeckt werden. Vielmehr sind Spezialmodelle für die verschiedenen Einsatzbereiche notwendig. Sie reichen von Abgasfahnenmodellen für Schornsteinleitungen über Modelle zur Ermittlung der Ausbreitung von Kfz-Emissionen in Straßenschluchten oder Stadtvierteln bis zu Modellen zur Quantifizierung von Geruchsbelästigungen in der Umgebung von Chemiefabriken oder landwirtschaftlichen Betrieben.

Je kleinskaliger Aussagen benötigt werden, desto mehr physikalische Einzelphänomene müssen von den Modellen erfaßt werden. Während beispielsweise die Anwesenheit von Gebäuden im Ausbreitungsgebiet die Konzentration in mesoskaligen Quellentfernungen nur noch mäßig beeinflusst und es daher ausreicht, die Gebäude lediglich durch eine Erhöhung der Bodenrauigkeit zu berücksichtigen, sind dieselben Gebäude für das quellnahe Bodenkonzentrationsfeld von dominierendem Einfluß und müssen einzeln nach Höhe, Form und Orientierung zum Wind aufgelöst werden. Häufig übersteigt diese Anforderung das Leistungsvermögen auch der größten Computer noch um ein Vielfaches, so daß numerische Modelle gar nicht mehr verwendet werden können.

Hier beginnt dann der Einsatzbereich physikalischer Modelle, in denen das Ausbreitungsphänomen unter Einhaltung der hydrodynamischen Ähnlichkeitskennzahlen im maßstäblich verkleinerten Windkanalmodell analog simuliert wird.

Da die Ausbreitungsrechnung im gebiets- und anlagenbezogenen Immissionsschutz fester Bestandteil von Genehmigungsverfahren ist, wird sie durch Gesetze und Verordnungen reglementiert. Dadurch wird zwar Rechtssicherheit hergestellt, gleichzeitig jedoch Innovation stark behindert. Betroffen ist hiervon sogar die Ebene der Forschungsförderung, denn staatliche Stellen sind kaum geneigt, Vorhaben zu finanzieren, deren Ergebnis festgeschriebene Verfahrensregeln in Frage stellen könnte. Infolgedessen entspricht die Mehrzahl der derzeit im Immissionsschutz eingesetzten Ausbreitungsmodelle längst nicht mehr dem Stand der umweltmeteorologischen Forschung. Es bleibt zu hoffen, daß im Zuge der erforderlichen europäischen Harmonisierung der Genehmigungsverfahren Mittel für die Entwicklung praxisnaher, dem heutigen Kenntnisstand entsprechender Modelle bereitgestellt werden. Der Nachholbedarf ist bei den kleinskaligen Modellen besonders groß.

### 3.4. Umwandlungs- und Depositionsvorgänge

Während des atmosphärischen Transports von der Quelle zum Rezeptor wird die Zusammensetzung der Schadstoffe durch chemische Reaktionen verändert. Parallel dazu werden Teile der Schadstofffracht durch nasse oder trockene Deposition an der unteren Grenzfläche des Ausbreitungsgebiets an Vegetation, an Bauwerken oder auf Wasserflächen und Böden abgeschieden.

Die Transportmodelle enthalten Quellen- und Senkenterme, über die sich die durch diese Prozesse bewirkten Konzentrationsänderungen als Funktion von Raum und Zeit berücksichtigen lassen. Jeder betrachtete Schadstoff und jedes wichtige Folgeprodukt ist durch eine separate Erhaltungsgleichung im Transportmodell zu berücksichtigen. Die Reaktionskonstanten sind als Funktion der sich während des Transports ändernden chemischen (Stoffkonzentrationen) und meteorologischen (Temperatur, Feuchte, Strahlungsumsätze) Größen auszudrücken. Hier gibt es noch Kenntnislücken, die durch Messung der Konstanten in realistischen Umgebungen (städtisch, ländlich, marin) geschlossen werden müssen.

Ähnlich vielschichtig sind die Verhältnisse bei der Quantifizierung der Deposition. Man unterscheidet zwischen der trockenen Deposition, bei der die Schadstoffe gasförmig oder an Partikel gebunden an Oberflächen abgelagert, und der nassen Deposition, bei der die Schadstoffe gebunden an Regen- oder Nebeltröpfchen aus der Luft entfernt werden. Welcher der beiden Prozesse überwiegt, hängt neben den Stoffeigenschaften und den im Ausbreitungsgebiet herrschenden Wetterbedingungen auch von der Effektivität des Untergrunds als Absorber für das betrachtete Schadgas oder Aerosol (trockene Deposition) bzw. der Art der Niederschlagsbildung (nasse Deposition) ab.

Die trockene Deposition wird üblicherweise über Depositionsgeschwindigkeiten parameterisiert. Die hierzu in der Literatur veröffentlichten Ansätze sind eher als pragmatisch denn als wissenschaftlich überzeugend zu bezeichnen. Sie basieren auf der Definition von turbulenten und laminaren Transportwiderständen, die die Schadgase oder Feinstpartikel vor ihrer Aufnahme durch Boden, Wasseroberflächen oder Bewuchs zu überwinden haben. Die Annahme einer laminaren Unterschicht, die die Oberflächen lückenlos umgibt, ist mit dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis über den Aufbau turbulenter Wandgrenzschichten kaum noch vereinbar. Ferner wird in der Praxis vielfach mit mittleren Depositionsgeschwindigkeiten gearbeitet, während erwartet werden muß, daß Depositionsvorgänge wegen ihrer Abhängigkeit von meteorologischen Parametern starken tages- und jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen.

Bei der nassen Deposition ist zu unterscheiden zwischen sich in (>rain-out<) und unterhalb (>wash-out<) der Wolken abspielenden Vorgängen. Bevor die an der Entfernung von Schadstoffen aus der Atmosphäre beteiligten Prozesse einer kritischen Überprüfung unterzogen werden können, ist es unumgänglich, zunächst die Wolken- und Niederschlagsentstehung in den Modellen realistisch abzubilden. An der Entwicklung einer zur >rain-out<- und >wash-out<-Modellierung in Strömungsmodellen einsetzbaren Wolkenmikrophysik wird weltweit gearbeitet.

Die Güte neuer Ansätze für beide Arten der Deposition ist experimentell zu überprüfen. Dies läßt sich nur bewerkstelligen, wenn parallel zu den theoretischen Arbeiten auch die entsprechende Meß- und Analysetechnik weiterentwickelt wird. Dies betrifft vor allem die Probenah-

metechnik. Selbst etwas so einfach Erscheinendes wie die Messung der Regenmenge, die essentiell für die Bestimmung der nassen Deposition ist, bereitet noch immer erhebliche Schwierigkeiten, da die derzeit üblichen Sammeltrichter mit dem umgebenden Windfeld wechselwirken. Insbesondere unter marinen Bedingungen (Starkwind und feintropfiger Niederschlag) sind die gemessenen Mengen oft unrealistisch klein, da die Stromlinien durch den Sammler gekrümmt und die Tröpfchen dadurch nur teilweise abgeschieden werden. Abhilfe ist hier vor allem von der Entwicklung berührungsloser Meßtechniken (Doppler-Radar etc.) zu erwarten.

#### 4. Quantifizierung und Bewertung der Stickstoffeinträge

Die bisher nicht befriedigend gelösten Probleme bei der Modellierung und Messung von Transport, Umwandlung und Deposition von Stickstoffverbindungen bewirken, daß gegenwärtig nur grobe Abschätzungen der atmosphärischen Stickstoffeinträge bekannt sind. Die für eine Bewertung der Gefährdung von Gewässern und Böden eigentlich benötigten lokalen Einträge liegen nur punktuell und nicht in der erforderlichen Detailliertheit vor. Die nachfolgenden Ausführungen beschränken sich daher auf eine summarische Übersicht für das Gesamtgebiet der Bundesrepublik.

Relativ einfach bestimmbar sind die Stickstoffkonzentrationen im Regenwasser. Mittelt man über eine Vielzahl von zu verschiedenen Zeiten und an verschiedenen Orten genommenen Proben, so erhält man für das Jahr 1986 Durchschnittswerte von etwa 1 mg/l  $\text{NO}_x\text{-N}$  und 2 mg/l  $\text{NH}_3\text{-N}$  (Werner u. a., 1991). Die Stickstoffgehalte der Einzelproben streuen allerdings erheblich mit Maximalwerten bis zu 12 mg/l für beide N-Verbindungen.

Multipliziert man nun diese Durchschnittswerte mit der mittleren jährlichen Niederschlagsmenge von 837 mm/a, so ergibt sich für die Bundesrepublik eine Naßdeposition von 8,4 kg  $\text{NO}_x\text{-N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$  bzw. 16,8 kg  $\text{NH}_3\text{-N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ . Hinzu kommt die trockene Deposition, die vor allem für das wenig wasserlösliche  $\text{NO}_2$  eine effektive Senke darstellt.

Wie im Kapitel 3.4. ausgeführt wurde, hängen sowohl die trockene als

auch die nasse Deposition nicht nur vom betrachteten Stoff, den Wetterbedingungen und der Entfernung zu den Quellen ab, sondern maßgeblich auch von der Beschaffenheit der aufnehmenden Fläche (Stoffart, Oberflächeneigenschaften, Bewuchs). Die lokale Verteilung der Stickstoffeinträge ist daher sehr heterogen. Schätzungen des atmosphärischen Gesamteintrags von Stickstoff für das Gebiet der Bundesrepublik variieren erheblich. Folgt man Isermann (1990), so bewegen sich die Werte für Freiland (Acker, Heideflächen etc.) zwischen 10 und 30 kg/(ha·a), für Wälder zwischen 10 und 200 kg/(ha·a) und für die Nord- und Ostsee zwischen 10 und 20 kg/(ha·a). Ohne anthropogene Emissionen wäre dagegen nur mit einem atmosphärischen Eintrag von 5 kg/(ha·a) zu rechnen.

Ein Gefühl für die Größenordnung der Schätzwerte vermittelt ein Vergleich mit der in früheren Jahren pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche ausgebrachten Mineraldüngung, die beispielsweise Anfang der 50er Jahre in Dänemark 20 kg N/(ha·a) betrug (Schroder, 1985). Mehr als diese Menge wird nun Jahr für Jahr aus der Atmosphäre in unsere Böden und Gewässer eingetragen, und zwar auch dort, wo solche Stickstoffgaben schädlich und daher unerwünscht sind. Für langfristig tolerierbar halten Ökologen lediglich 10 kg N/(ha·a) für Freilandflächen (Naturschutzgebiete), 20 kg N/(ha·a) für Wälder und 5 kg N/(ha·a) für die Nord- und Ostsee (Nilsson and Grennfelt, 1988; Isermann, 1990).

## 5. **Schlußfolgerungen**

Die gegenwärtig zu verzeichnenden Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre haben in Mitteleuropa ein bedrohliches Ausmaß angenommen. Sie gefährden insbesondere landwirtschaftlich nicht genutzte Heide- und Moorflächen, die von Pflanzen besiedelt werden, die sich auf nährstoffreicheren Böden gegen den Konkurrenzdruck der dort gedeihenden Pflanzen nicht durchsetzen können. Um die Artenvielfalt der Flora und der davon abhängigen Fauna zu erhalten, wurde ein Teil dieser Flächen unter Schutz gestellt. Es gibt deutliche Anzeichen dafür (z. B. Vergrasung der Heide), daß die atmosphärischen Stickstoffeinträge so hoch sind, daß die Pflanzengesellschaften dieser Standorte sich nicht mehr

lange halten können. Wirksamer Artenschutz wird dadurch unmöglich gemacht.

Stickstoffoxide und ihre Folgeprodukte sind an der Bildung photochemischer Oxidantien und saurer Aerosole beteiligt. Sie tragen maßgeblich zum Verfall historischer Bauwerke, zu den »neuartigen Waldschäden«, zur Bodenversauerung und zum vielerorts festzustellenden Nitratanstieg im Grundwasser bei.

In Oberflächengewässern wird die Primärproduktion nährstoffseitig entweder von Stickstoff oder Phosphor limitiert. Sind beide Stoffe im Übermaß vorhanden, kommt es unter günstigen hydrographischen Bedingungen und bei ausreichendem Lichtdargebot zu ungehemmter Produktivität des Phytoplanktons und nachfolgend, beim Abbau des pflanzlichen Materials, zu Sauerstoffmangel im Tiefwasser, begleitet von Schädigungen des Fischbestands und der Bodenfauna.

Das für optimales Wachstum des Phytoplanktons charakteristische Molverhältnis von 16 N:1 P bedingt, daß das biologische Wachstum in Küstengewässern ebenso wie in Süßwasserseen in der Regel phosphatlimitiert ist. Jedoch weisen Nährstoffmessungen starke regionale und saisonale Unterschiede auf. So wird in der Nordsee mit zunehmender Wassertemperatur verstärkt Phosphat remineralisiert, so daß örtlich N/P-Verhältnisse <16 auftreten können. Die bei den normalerweise hohen N/P-Verhältnissen dominierenden Kieselalgen werden dann von anspruchloseren Dinoflagellaten abgelöst, die teilweise toxisch oder schaubildend sind.

Im Binnenland sind die Verhältnisse unterschiedlich von Gewässer zu Gewässer, abhängig von den jeweiligen Abwassereinleitungen und diffusen Einträgen. Es sind jedoch selbst bei zuflußlosen Seen schon Eutrophierungserscheinungen in oberflächennahen Wasserschichten zu erwarten, allein verursacht durch Nährstoffzufuhr über den Regen.

Um die negativen Auswirkungen anthropogener  $\text{NO}_x$ - und  $\text{NH}_3$ -Freisetzungen zu begrenzen, sind wirksame Emissionsminderungsmaßnahmen zu ergreifen, die mittelfristig zu einer Halbierung der gegenwärtigen Eintragsraten führen. Die Ausführungen dürften deutlich gemacht haben, daß dabei den Sektoren Verkehr und Landwirtschaft eine Schlüsselrolle zukommt.

## Literatur

- Isermann, K. (1988): Emission sowie atmosphärische Transmission, Reaktion und Deposition von  $\text{NH}_x$  aus der Landwirtschaft Westeuropas. Tagung der Sektion Waldernährung im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten vom 27. bis 28. 9. 1988 in der Wingst.
- Isermann, K. (1990): Die Stickstoff- und Phosphor-Einträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland durch verschiedene Wirtschaftsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoff- und Phosphor-Bilanz der Landwirtschaft und der Humanernährung. Vortragsmanuskript, DLG-AK Umwelt, Gesundheitspflege und spezielle Ernährungsfragen in der tierischen Produktion. Kleve, 14./15. März.
- Jakobs, H. J., Hass, H., Memmesheimer, M., and Kuo, Y. H. (1990): Effects of spatial resolution on tracer field simulations with an Eulerian Long-Range Transport model (EURAD). Proceedings, 18th Int. Techn. Meeting on Air Poll. Model. and its Appl., Vancouver, Canada.
- Nilsson, J., and Grennfelt, P. (Eds.) (1988): Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from Skokloster Workshop, Schweden, Miljörapport 1988: 15.
- Schroder, H. (1985): Nitrogen losses from Danish agriculture – trends and consequences. Agriculture, Ecosystems and Environment, 14: 279–289.
- Umweltbehörde FHH (1992): Monatsberichte, Luftmeßnetz Hamburg, herausgegeben von der Umweltbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg.
- Umweltbundesamt (1990): Luftverschmutzung durch Stickstoffoxide – Ursachen, Wirkungen, Minderungen. Berichte des Umweltbundesamts 3/90, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Umweltbundesamt (1992): Daten zur Umwelt 1990/91. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Werner, W., Olf, H. W., Auerswald, K. und Isermann, K. (1991): Stickstoff und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über diffuse Quellen. In: Hamm, A. (Hrsg.): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag, St. Augustin.

## Nährstoffgradienten im Wattenmeer – Strukturen & Hypothesen –

Karl-Jürgen Hesse<sup>1</sup>, Uwe Brockmann<sup>2</sup>, Uwe Hentschke<sup>2</sup>,  
Urban Tillmann<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Büsum  
<sup>2</sup> Institut für Biogeochemie und Meereschemie, Universität Hamburg

### Einleitung

Das nordwesteuropäische Wattenmeer erstreckt sich über eine Fläche von ca. 8000 km<sup>2</sup>, das sind in etwa 13 % der Gesamtfläche der Deutschen Bucht. Als schmaler Gürtel bildet es die Übergangszone zwischen unserem Festland und der Nordsee und ist deshalb unmittelbar dem Einfluß von Stoffeinträgen und den Folgen der in Küstenzonen ohnehin intensivierten maritimen Nutzungsaktivitäten ausgesetzt. Dies betrifft vor allem auch die Nährstoffeinträge aus dem Festlandsabfluß, und vor dem aktuellen Hintergrund der laufenden Anstrengungen zur Reduzierung dieser Einträge stellt sich die Frage, ob und in welcher Weise sich diese Maßnahmen auf das Eutrophierungsgeschehen an unserer Westküste auswirken.

Im vorliegenden Beitrag werden im wesentlichen erste Teilergebnisse des SYNDWAT-Projektes\* (Synoptische Datenerfassung im Wattenmeer) vorgestellt, eines Gemeinschaftsvorhabens des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste der Universität Kiel und des Instituts für Biogeochemie und Meereschemie der Universität Hamburg, welches sich zum Ziel gesetzt hat, die Zusammenhänge zwischen Nährstoffeinträgen, Nährstoffverteilung und der Transformation von Nährstoffkomponenten näher zu untersuchen. In diesem Vorhaben wird erstmalig

\* Das SYNDWAT-Vorhaben wird mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 03F0100A gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

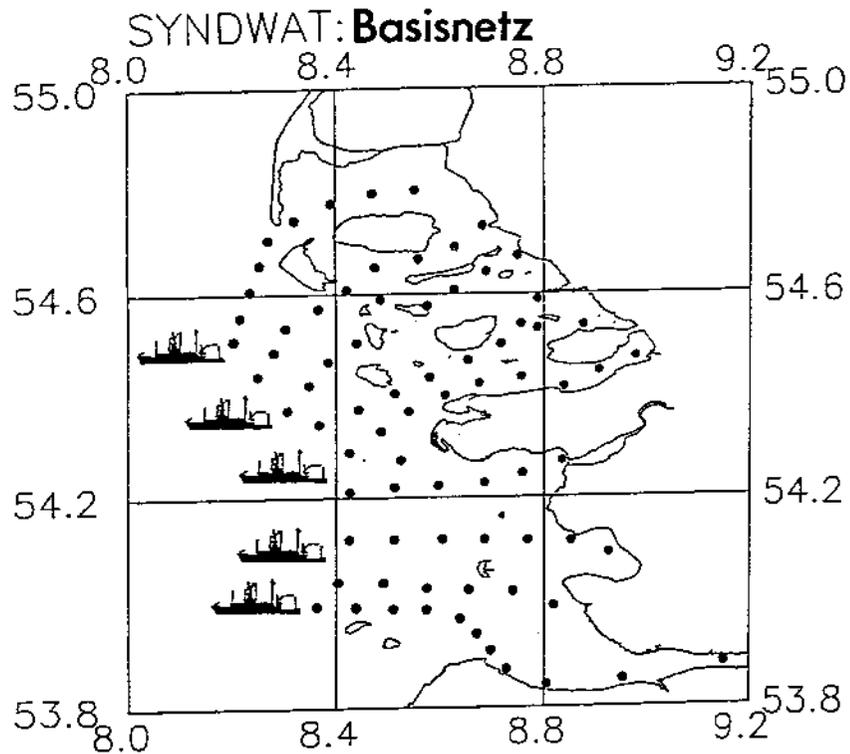


Abb. 1. Lage der Stationen im SYNDWAT-Basisprogramm

flächendeckend eine synoptische Beprobungsstrategie eingesetzt, die den hochdynamischen Verhältnissen im Wattenmeer Rechnung trägt und somit eine unverzerrte Aufnahme der tatsächlich vorliegenden Nährstoffgradienten gestattet. Die synoptische Beprobungsstrategie wird unter simultanem Einsatz von fünf kleinen, wattenmeergängigen Schiffen realisiert, welche ein Gebiet von ca. 2500 km<sup>2</sup> – das ist der schleswig-holsteinische Wattenmeerraum mit Ausnahme des Nord-sylter Bereiches – innerhalb von 3 Stunden um Hochwasserstau meso-skalig erfassen (Abb. 1).

## Ergebnisse und Diskussion

Die flächenhafte Verteilung der Nährstoffkonzentrationen in den Wattengewässern, hier dargestellt anhand von Isoliniendiagrammen des Gehaltes an anorganisch gelöstem Gesamtstickstoff sowie des Phosphats im Oberflächenwasser (Abb. 2a–c), verdeutlicht die Bedeutung der Festlandseinträge für das Gebiet, die sich auch in den durchgängig signifikanten inversen Beziehungen zwischen Nährstoffgehalten und Salinität widerspiegelt. Insbesondere ist der dominierende Einfluß der Elbwasserfahne zu erkennen, aber auch die lokale Bedeutung kleinerer Festlandsabflüsse, wie der Eider oder von Rückhaltebecken, die wiederum Wasser aus der Drainage des landwirtschaftlich genutzten Hinterlandes oder aus Vorflutern einiger Kläranlagen auffangen. Im allgemeinen sind die Nährstoffkonzentrationen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer mehr als doppelt so hoch wie im vorgelagerten Küstenwasser der Deutschen Bucht. Vor allem der anorganisch gelöste Gesamtstickstoff zeichnet sich mit Winterwerten zwischen 80 µM im Norden des Untersuchungsgebietes und 300 µM im Elbeästuar infolge des N/P-Überhanges in der Elbe durch sehr hohe Konzentrationen aus (Abb. 2a).

Bekanntlich werden hohe Nährstoffkonzentrationen allein noch nicht als Eutrophierung klassifiziert. Nach EG-Definition muß die Nährstoffanreicherung eine verstärkte Bildung organischer Substanz, wie z. B. ein erhöhtes Algenwachstum, zur Folge haben, die eine unerwünschte Störung für das Gleichgewicht des Systems und für die Wasserqualität bedeutet. Wirkt sich nun das erhöhte Eutrophierungspotential in den Wattengewässern im Sinne einer verstärkten Bildung organischer Substanz in der Wassersäule aus? Schaut man sich die Phytoplanktonsituation im Wattenmeer – hier dargestellt über den Chlorophyll a – Gehalt als Biomasseäquivalent – zur Zeit der maximalen Algenentwicklung im Frühling an (Abb. 3a), so finden sich mit Werten zwischen 15–40 µg Chl-a/l Konzentrationen, die deutlich über den entsprechenden Werten des angrenzenden Küstenwassers liegen. So wurden zur Zeit der alljährlichen *Phaeocystis*-Blüte im Mai/Juni 1989 Zelldichten von stellenweise mehr als 220 Mio. Zellen/l erreicht. Vergleicht man diese Situation jedoch mit dem entsprechenden Bild der Nährstoffverteilung (Abb. 2b), dann ist zwar ein drastisches Absinken in den anorga-

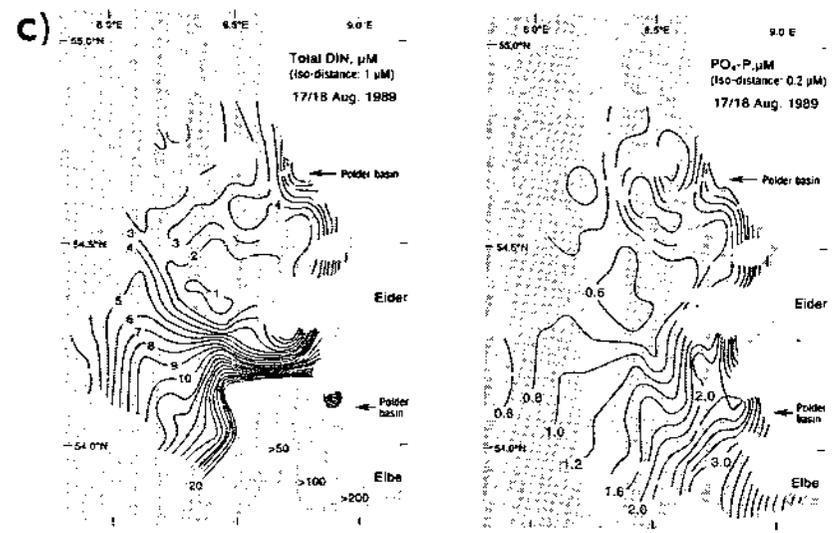
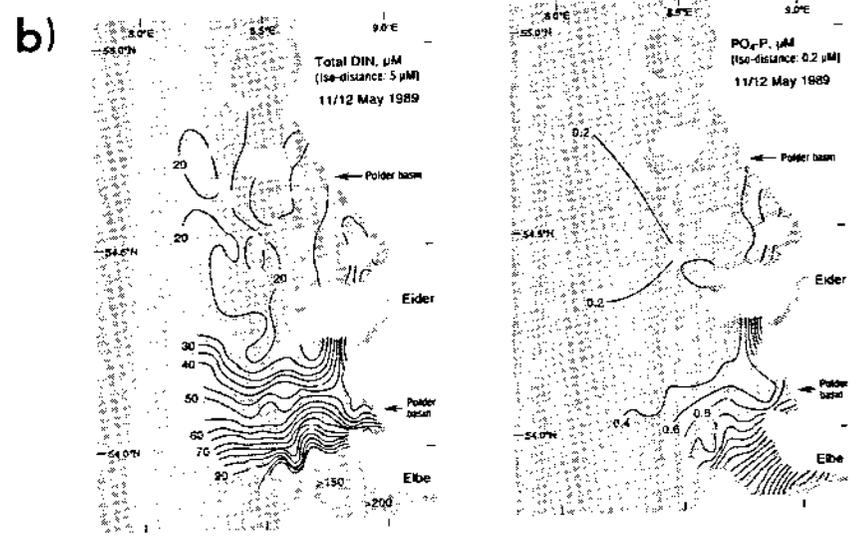
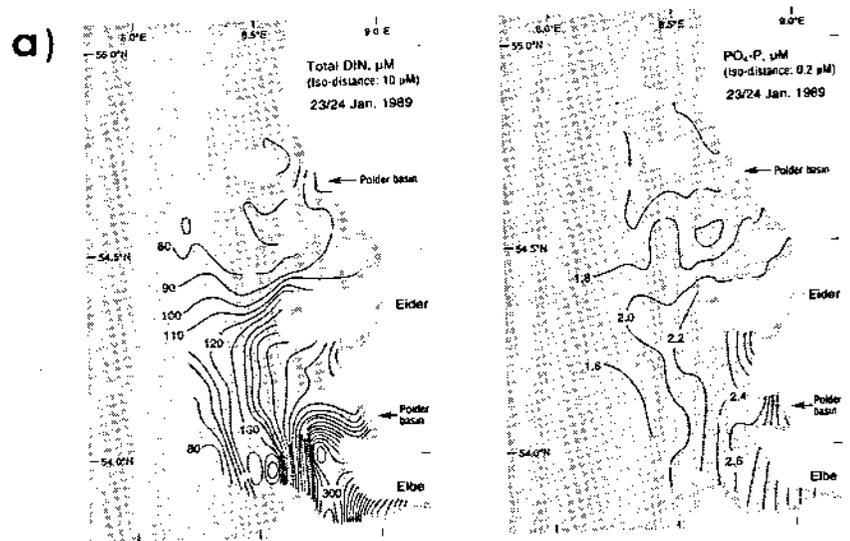


Abb. 2 a-c. Konzentrationen an anorganisch gelöstem Gesamtstickstoff und Phosphat im Oberflächenwasser des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres im a) Winter b) Frühling c) Sommer 1989 (aus: Hesse et al., 1992)

nisch gelösten Nährstoffkonzentrationen gegenüber den Winterwerten zu verzeichnen, das teils durch die Nährstoffzehrung der Algen, teils durch die zu dieser Jahreszeit reduzierten Festlandseinträge bedingt ist, aber der Nährstoffpool ist nicht erschöpft; es ist noch ein deutlicher Überschuß, speziell im Stickstoff, vorhanden. Nur punktuell, in den äußeren und weiter nördlich gelegenen Bereichen des Wattenmeeres, tritt eine Nährstofferschöpfung auf, die auf eine Limitierung des Algenwachstums durch Phosphatmangel hinweisen könnte.

Offensichtlich kann sich also das hohe, nährstoffbedingte Eutrophierungspotential in den Wattgewässern selbst nicht voll auswirken. Als limitierender bzw. steuernder Faktor für die Phytoplanktonentwicklung im Wattenmeer ist vielmehr das Lichtangebot in der Wassersäule anzusehen, und damit steht es dank der hier herrschenden starken Wassertrübung als Folge der ständigen turbulenten Resuspension durch Gezei-

tenreibung und Windstreß nicht zum Besten. Die als Beispiel gezeigten Vertikalprofile der Lichttransmission im Dithmarscher Wattenmeer und bei Helgoland mögen dies veranschaulichen (Abb. 4).

Auch im Sommer, unter günstigeren Lichtverhältnissen, ist trotz relativ hoher Chl-a-Konzentrationen (Abb. 3b) ein deutlicher Nährstoffüberschuß im Wattenmeer vorhanden (Abb. 2c). Bemerkenswert ist hier insbesondere, daß die sommerlichen Phosphatkonzentrationen z. T. sogar über den entsprechenden Winterwerten liegen. Dies entspricht nicht der üblichen saisonalen Nährstoffdynamik in temperierten Meeresgebieten. Vergleicht man den Jahresgang an anorganisch gelöstem Stickstoff und Phosphat im Wattenmeer bei Büsum mit entsprechenden Werten bei Helgoland und im Nordsylter Wattenmeer bei List (Abb. 5), so zeigt der Gang des Stickstoffs an allen Stationen eine sehr ähnliche Dynamik – wenn auch auf verschiedenem Level –, nämlich die üblichen Maxima im Winter und Minima im Sommer. Im jahreszeitlichen Verlauf des Orthophosphats weisen die Stationen je-

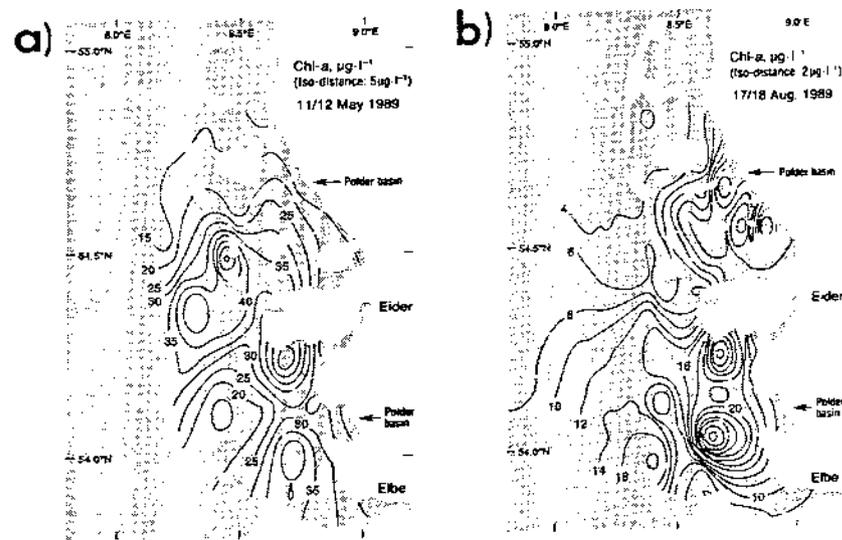


Abb. 3 a–b. Chlorophyll a-Konzentrationen im Oberflächenwasser des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres im a) Frühling b) Sommer 1989 (aus: Hesse et al., 1992)

doch Unterschiede auf: Während die Verhältnisse um Helgoland und auch im Nordsylter Wattenmeer im Sommer durch vergleichsweise niedrige Phosphatkonzentrationen gekennzeichnet sind, ist an der Wattenmeerstation bei Büsum ein ausgeprägtes sommerliches Phosphatmaximum vorhanden, dessen Werte weit über den Winterkonzentrationen liegen. In besonders ausgeprägter Form ist diese Erscheinung auch in brakigen Rückhaltebecken am Rande des Wattenmeeres zu beobachten.

Derartig hohe sommerliche Phosphatkonzentrationen treten im niederländischen Wattenmeer bereits seit drei Jahrzehnten auf (Abb. 6). Das Phänomen wird zurückgeführt auf eine verstärkte Freisetzung von

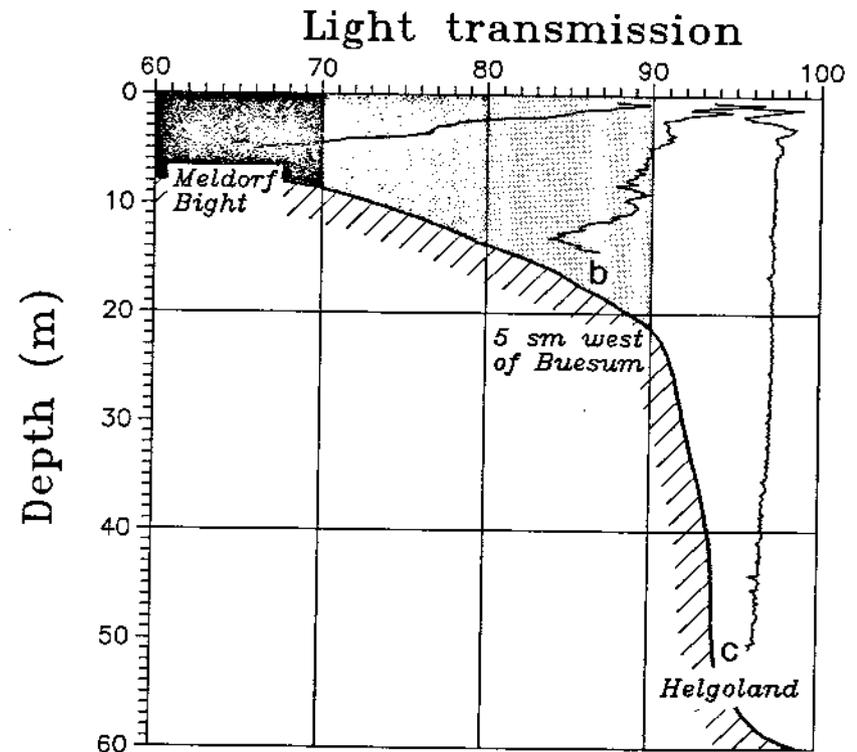


Abb. 4. Typische Vertikalprofile der Lichttransmission im Dithmarscher Wattenmeer und im Küstenwasser bei Helgoland

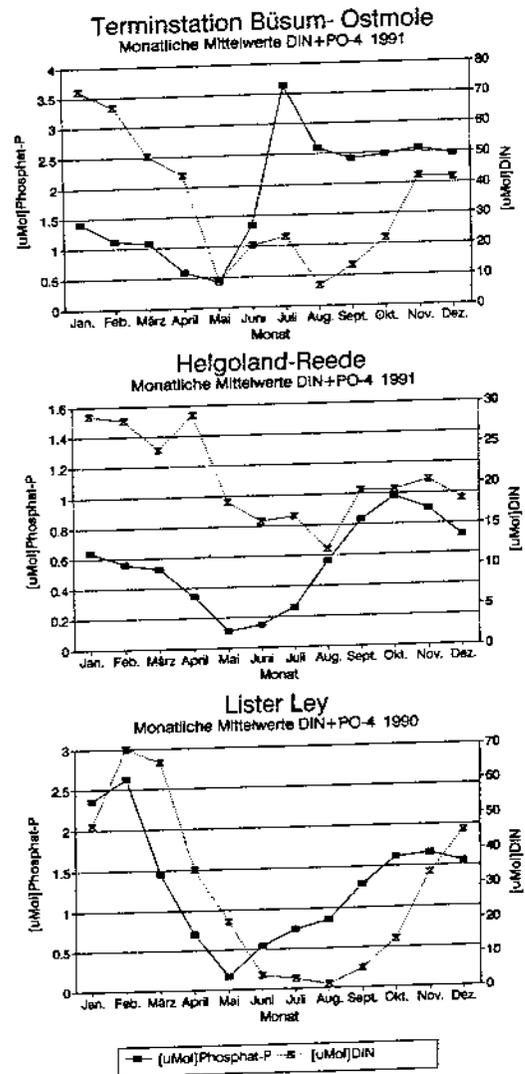


Abb. 5. Jahresgang (monatl. Mittelwerte) von anorganisch gelöstem Gesamtstickstoff und Phosphat im Oberflächenwasser bei Büsum, Helgoland und List (Helgoland-Reede-Daten aus: Hickel et al., 1992, Lister-Reede-Daten aus: Martens & Reineke, 1991)

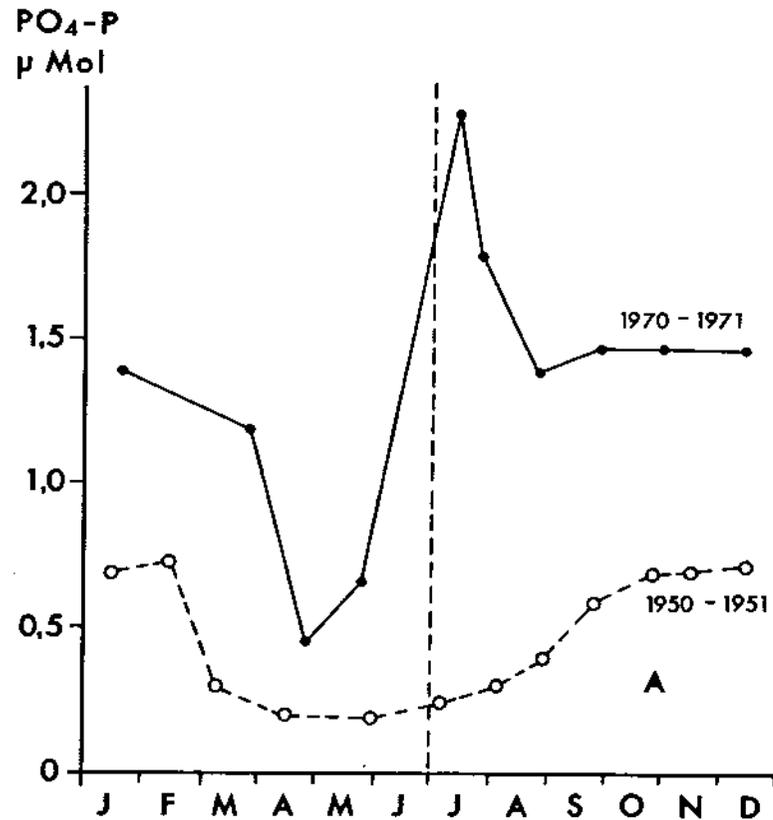


Abb. 6. Jahresgang an anorganisch gelöstem Phosphat im Niederländischen Wattenmeer (Marsdiep) in den Jahren 1950-1951 und 1970-1971 (aus: De Jonge & Postma, 1974)

Phosphat aus partikulärer organischer Substanz, die in zunehmenden Maße aus angrenzenden Gewässern, speziell dem vorgelagerten Küstenwasser, in das Wattenmeer eingetragen und hier remineralisiert wird. Die Zunahme des Eintrags an partikulärem organischem Material ist wiederum auf eine eutrophierungsbedingte Intensivierung der Algenentwicklung in benachbarten Gebieten zurückzuführen, in denen bes-

sere Lichtbedingungen als in den Wattgewässern herrschen und sich infolgedessen die Nährstoffeinträge auf die Primärproduktion stimulierend auswirken können.

Derartige Wachstumszentren sind insbesondere für Dinoflagellaten in der Deutschen Bucht dort anzutreffen, wo geringe Turbulenz herrscht und die Wassersäule geschichtet ist. Im Sommer kann dies für weite Bereiche der tieferen (>25 m) Deutschen Bucht zutreffen (Abb. 7). Sehr günstige Bedingungen für die Entstehung von Algenmassenvorkommen bieten darüber hinaus die Frontenzonen, wie die tidal-mixing Front vor dem niedersächsischen Wattenmeer und die Elbabflußfront, die unter den vorherrschenden Windbedingungen direkt vor dem schleswig-holsteinischen Wattenmeer liegt. Speziell an der Elbfront wurden mehrfach massive Diatomeen- und Dinoflagellatenblüten und eine erhöhte Produktion im Frontengradienten beobachtet. 1982 hatte eine Massenentwicklung des Dinoflagellaten *Ceratium furca*, die an der Elbfront ihre Ausgangsentwicklung nahm, eine ernste Sauerstoffmangelsituation in der Deutschen Bucht zur Folge.

Diese Massenblüten können sich von der Front lösen und durch die vorherrschenden Westwinde und hydrodynamische Mechanismen, wie ästuarine Zirkulation, Eddy-Transport oder Tidenasymmetrie, in das Wattenmeer eingetragen werden. Die Erscheinung läßt sich gut an *Noctiluca-red tides* verfolgen, die an der Elbkongvergenz entstehen und schließlich in die Wattgewässer driften. Ein anderes Beispiel ist die Massenentwicklung eines bis dato unbekanntes, jedoch nicht-toxischen grünen Dinoflagellaten im Sommer 1990 bei Helgoland, die weit in das schleswig-holsteinische Wattenmeer streute (Abb. 8).

Weitere Entstehungsorte intensiver Algenblüten, die direkt mit dem Wattenmeer kommunizieren, sind die halbabgeschlossenen brackigen Rückhaltebecken am landwärtigen Rande des Wattenmeeres (Abb. 7). Hier wurden Massenentwicklungen mit Dichten von mehr als 1 Mrd. Zellen/l beobachtet. Auch toxische Massenblüten, z. B. von *Prymnesium parvum*, können sich hier entwickeln. Bei Ebbitide wird eine beträchtliche Menge der hier entstandenen partikulären organischen Substanz in die vorgelagerten Wattgewässer eingetragen.

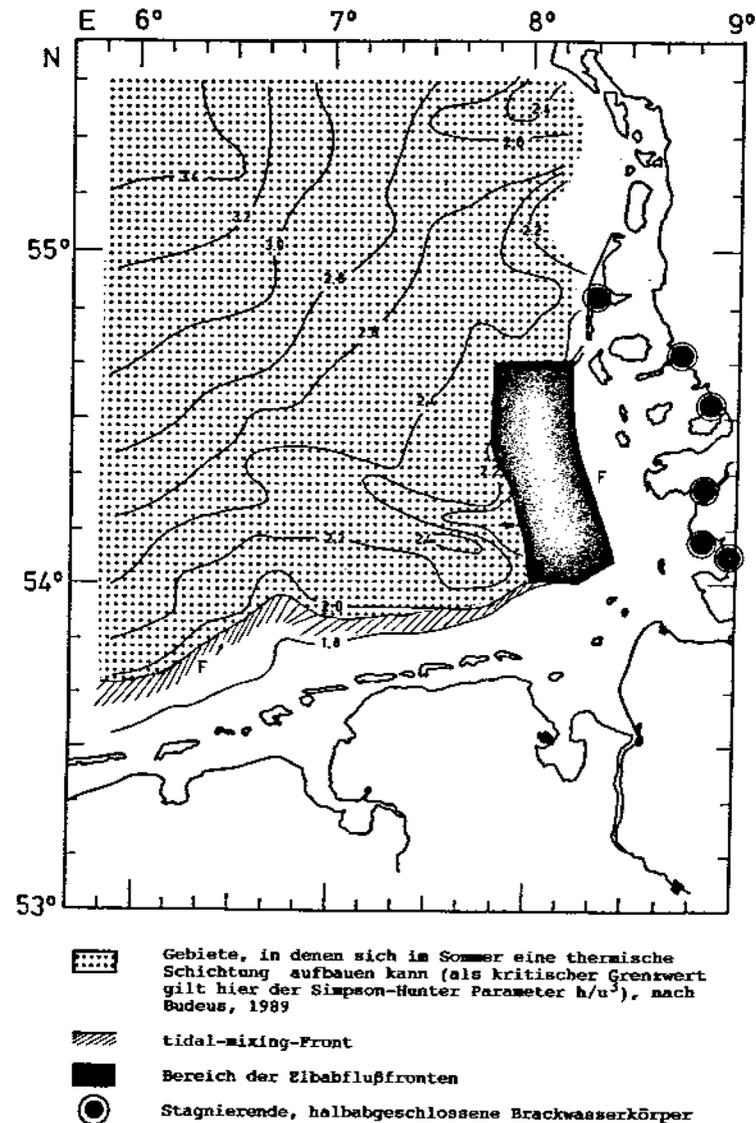


Abb. 7. Potentielle Entstehungsorte sommerlicher Dinoflagellaten-Massenentwicklungen in der Deutschen Bucht

## Syndwat VII, August 1990

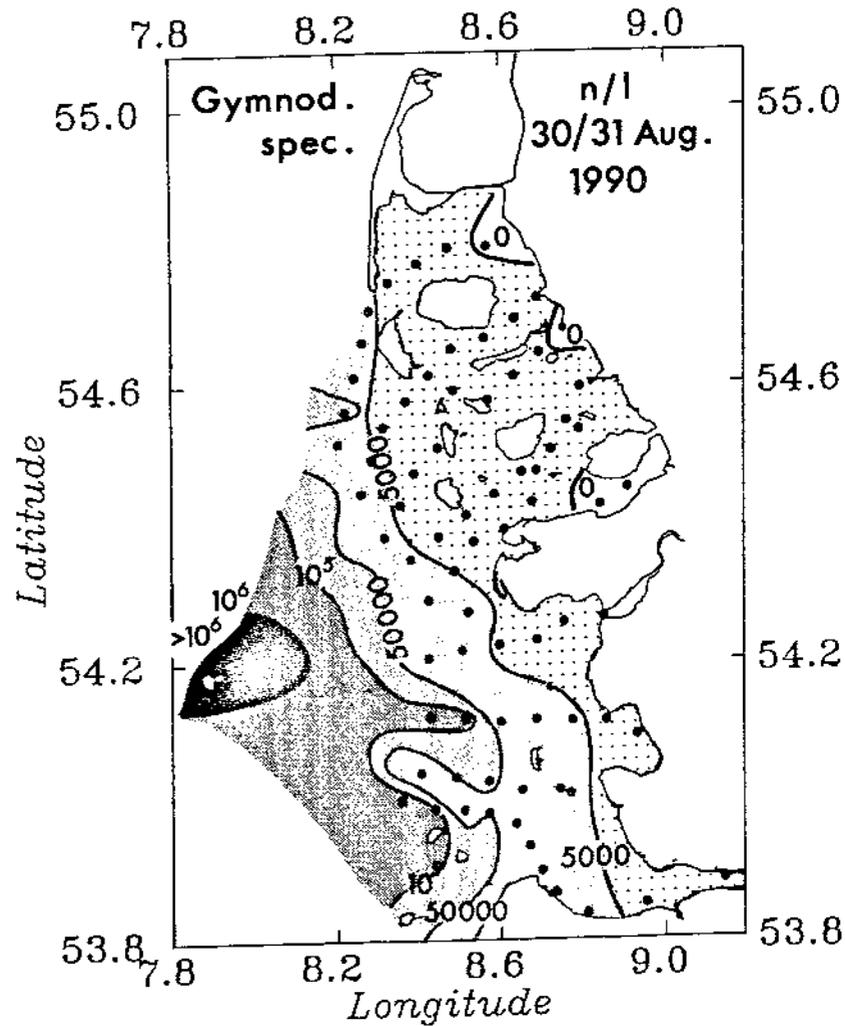


Abb. 8. Massenentwicklung eines unbekanntes grünen Dinoflagellaten (vormals: c.f. *Lepidodinium viride*/Y-100) bei Helgoland und Streuung der Blüte in das schleswig-holsteinische Wattenmeer

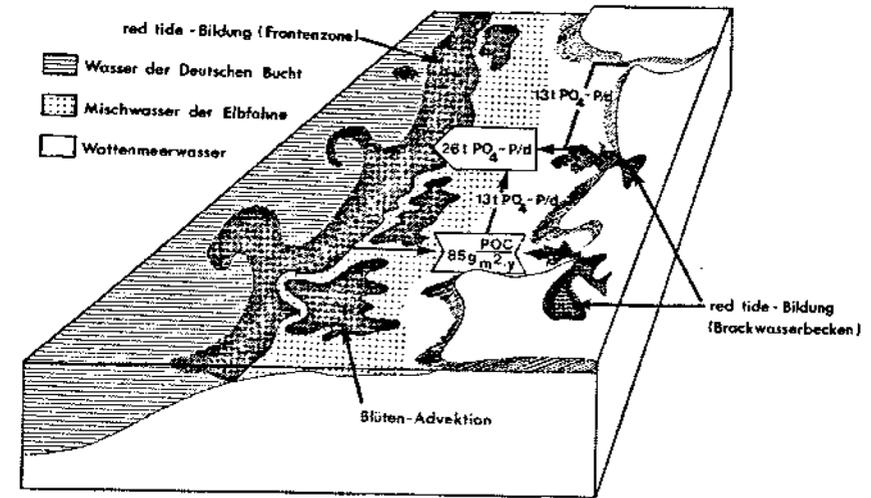


Abb. 9. Hypothetisches quantitatives Modell des Phosphat- und POC-Transports in schleswig-holsteinischen Wattgewässern (aus: Hesse et al., 1992)

Ein großer Teil der eingetragenen Algenmassen wird im Wattenmeer durch Bakterien, Zooplankton und Zoobenthos zersetzt. Diese Überschuß-Remineralisation des allochthonen Materials ist vermutlich verantwortlich für die Erscheinung des sommerlichen Phosphatmaximums. Nach niederländischen Untersuchungen verteilt sich dabei die Remineralisationsleistung des Wattenmeeres ungefähr zur Hälfte auf die Wassersäule, zur anderen Hälfte auf das Sediment. Die organische Aufladung der Wattsedimente wiederum mag eine erhöhte Sauerstoffzehrung zur Folge haben, die insbesondere im Sommer zu einem Ansteigen des anaeroben Horizonts im Sediment und infolgedessen zu einer zusätzlichen Phosphatremobilisierung aus ursprünglich im Meeresboden festgelegtem Eisenphosphat führen kann.

Durch Vermischungsvorgänge wird ein Teil der im Sommer in Wattgewässern freigesetzten anorganisch gelösten Phosphatmengen in die phosphatärmere Deutsche Bucht dispergiert. Durch Volumetrierung des Frischwasser- und Nordseewasseranteils im untersuchten Wattenmeergebiet bei Hochwasser auf Basis von Salzheitsmessungen ist es

nun möglich, unter Zugrundelegung der entsprechenden Nährstoffdaten ein quantitatives Modell der Überschußremineralisation an Phosphat und damit des allochthonen Eintrags an partikulärem organischen Kohlenstoff (POC) aufzustellen, wobei von einer Residenzzeit des Wattwasserkörpers von 3 Wochen ausgegangen wurde (Abb. 9).

Nach diesem hypothetischen Modell wird täglich eine Nettomenge von ca. 26 Tonnen anorganisch gelöstem Phosphat-Phosphor aus dem schleswig-holsteinischen Wattenmeergebiet in das vorgelagerte Küstenwasser der Deutschen Bucht transportiert. Die Berechnungen ergaben, daß rund die Hälfte davon dem Festlandsabfluß entstammt. Den verbleibenden Austrag von 13 Tonnen Phosphat-Phosphor pro Tag führen wir auf die Überschußremineralisation des in das Wattenmeer eingetragenen partikulären organischen Materials zurück. Unter Zugrundelegung eines Kohlenstoff/Phosphor-Verhältnisses von 40 für die eingetragene partikuläre Substanz ergibt sich für das Untersuchungsgebiet ein jährlicher POC-Eintrag von ca. 85 g C/qm. Dies ist etwas weniger als die 240 g C/qm·Jahr, die nach ähnlichen Berechnungen von de Jonge & Postma (1974) für das westliche niederländische Wattenmeer ermittelt wurden.

Der erhebliche Phosphataustrag aus dem Wattenmeer speziell im Sommer kann nun im Sinne eines positiven feedback wiederum die Bildung von Algenmassenentwicklungen an der vorgelagerten Elbfront und an anderen Wachstumszentren in der Deutschen Bucht begünstigen, was ein allmähliches Aufschaukeln der Prozesse zur Folge hat. Es ist sicher, daß das geschilderte Szenario einer gründlichen Überprüfung bedarf, die aber durchaus neue Erkenntnisse über das Eutrophierungsgeschehen in unseren Küstengewässern liefern könnte.

#### Literatur

- Budeus, G. (1989): Eine tidal-mixing Front in der südlichen Deutschen Bucht. Diss. Nat. Math. Fak. Univ. Hamburg, 89 pp.
- De Jonge, V.N. & H. Postma (1974): Phosphorus compounds in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 8, 139–153.

Hesse, K.-J., U. Hentschke & U. Brockmann (1992): A synoptic study of nutrient and phytoplankton characteristics in the German Wadden Sea with respect to coastal eutrophication. In G. Colombo et al. (Hrsg.): *Marine Eutrophication and Population Dynamics*, pp 45–53. Olsen & Olsen, Fredensborg, Dänemark.

Hickel, W., P. Mangelsdorf, E. Hagmeier & K. Treutner (1992): 30 Jahre Helgoland-Reede-Zeitreihe. *Jahresbericht Biologische Anstalt Helgoland* 1991, 40–44.

Martens, P. & C. Reineke (1991): Ökologie des Nordsylter Wattenmeeres. *Jahresbericht Biologische Anstalt Helgoland* 1990, 45–46.

# Phosphat und Fisch in der Nordsee

Rudolf Boddeke  
RIVO-DLO, IJmuiden, NL

## 1. Einleitung

Seit 1903 werden Anlande-Statistiken für Fische aus der Nordsee geführt. Wer anhand dieser Statistiken die Anlandungen von Bodenfischarten in dieser neunzigjährigen Periode verfolgt, sieht etwas ganz Merkwürdiges (Abb. 1). Die Summe dieser Anlandungen ist von 1903 bis 1955, also über 50 Jahre, sehr konstant gewesen. Sie lag bei etwa 400000t pro Jahr. Nach beiden Weltkriegen war der Fang für einige Jahre etwas höher. Diese höheren Fänge waren aber nicht dauerhaft. Danach sank der Fang schnell wieder auf das alte Niveau. Im Überblick sind Schwankungen in der Häufigkeit der einzelnen Fischarten nicht wiederzufinden (Holden, 1978). Bemerkenswert ist auch der Anlandungsverlauf der dominierenden Fischarten wie Scholle und Kabeljau. Er stimmt sehr gut überein mit dem der Gesamtanlandungen. Dieses Bild suggeriert, daß die Anlandungen von Bodenfischen aus der Nordsee in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts bestimmt wurden durch die natürliche Produktion. Es scheint, daß man erntete, was ein stabiles Nordseeökosystem liefern konnte (Baerends, 1947). Für einen derartigen Verlauf ist außer Stabilität des Ökosystems auch eine intensive Fischerei erforderlich, die es sicher gab. Schätzungen der Fischereimortalität von Scholle und Kabeljau in den dreißiger Jahren sind denen in den siebziger Jahren vergleichbar (Bannister, 1978; Daan 1978). Die Anzahl der Fischerboote war groß, aber die Fänge waren niedrig. Jährliche Anlandungen von Schollen fluktuieren um 60000t, die von Kabeljau um 70000t. Die niederländische Fischerei spiegelte die Gesamtentwicklung wider. In den Jahren 1935–38 zählte die holländische Flotte etwa 700 Trawler und Huker, die hauptsächlich in der nördlichen Nordsee auf Kabeljau und Schellfisch fischten. Zusätzlich gab es etwa 2500 kleinere Schiffe, die in der Küstenzone mit verschiedenen Geräten versuchten,

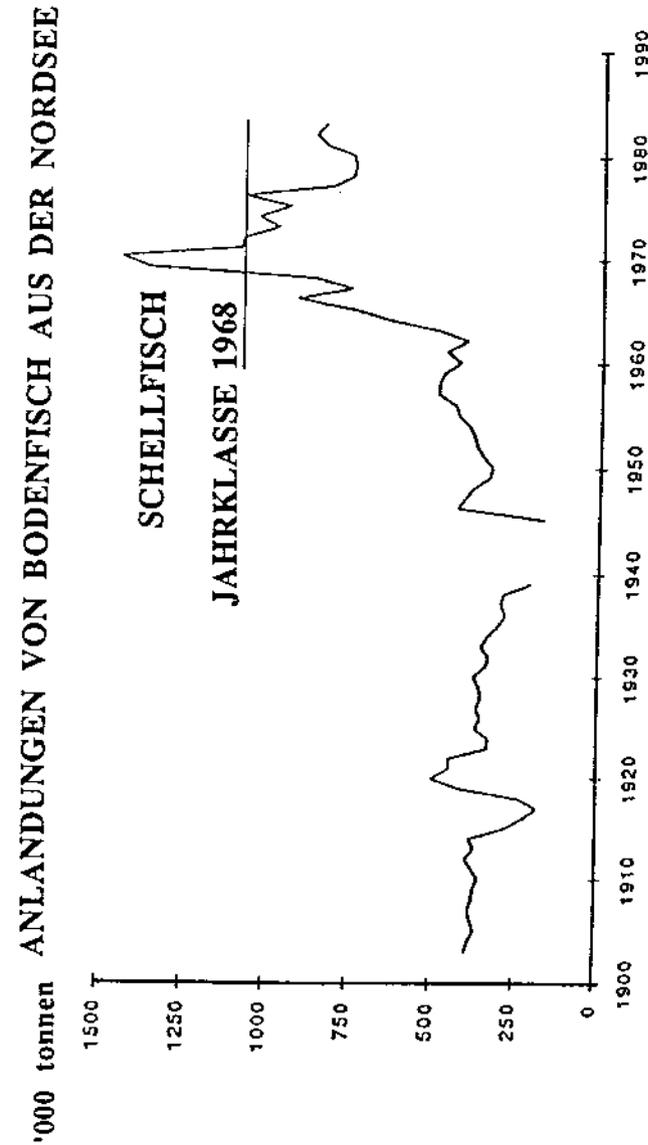


Abb. 1. Anlandungen von Bodenfisch aus der Nordsee (nach Heessen, 1988, ergänzt).

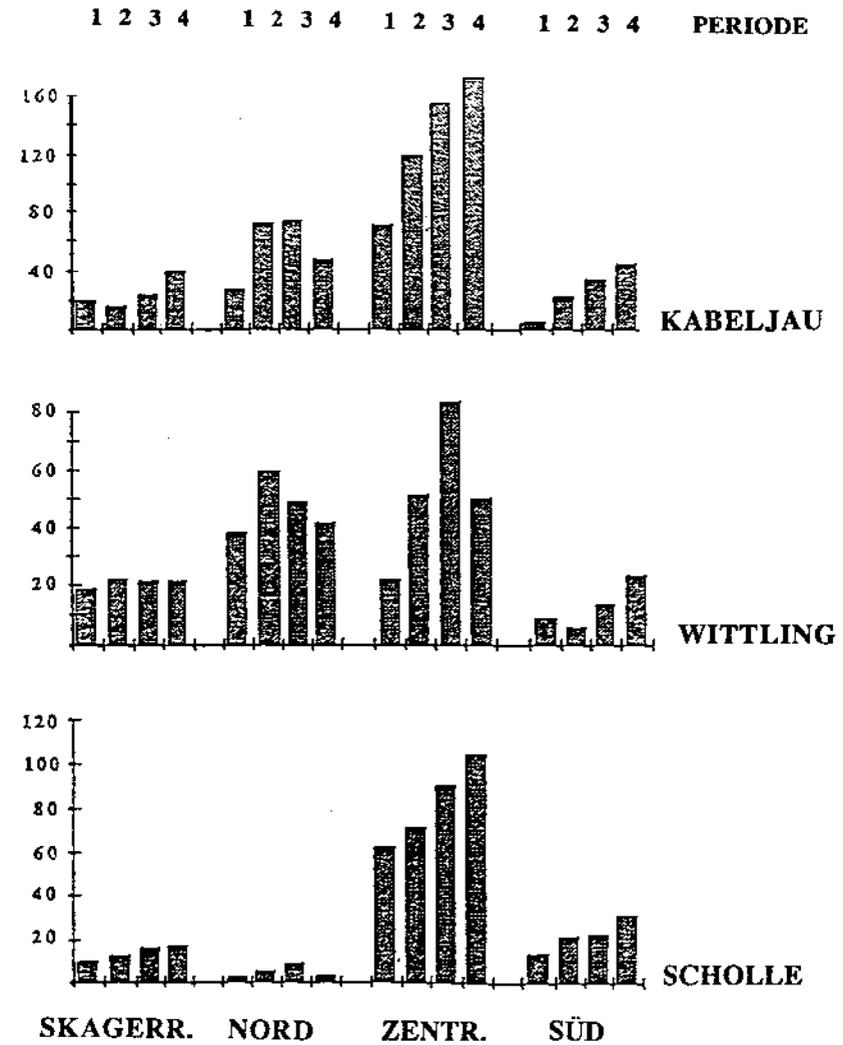
etwas zu verdienen. Die Fänge dieser kleinen Boote waren betrüblich klein. Die Anlandungen von Bodenfisch aus der Nordsee stiegen schnell zwischen 1960 und 1970 auf ein Niveau von über 1 Mio. t pro Jahr, dieses Niveau wurde auch in den achtzigen Jahren beibehalten (Boddeke und Hagel, 1991, 1993; Tab. 1). Wenn wir diese riesige Zunahme analysieren, dann fallen drei Punkte auf:

*Tabelle 1. Anlandungen von Bodenfisch in den Niederlanden in 1000 Tonnen*

Art/Periode	1935-38	1956-60	1971-74	1981-83
Kabeljau	4	6	38	44
Schellfisch	7	10	5	2
Wittling	2	7	10	12
Köhler	2	3	14	>0
Scholle	8	12	52	93
Seezunge	2	6	17	17
Steinbutt	1	1	3	3
Niederlande	27	44	137	171
Alle Länder	279	490	1063	893
% Niederlande	10	9	13	19

1. Nicht alle Fischarten trugen zu dieser Zunahme bei. Der Schellfisch zum Beispiel produzierte einen einzelnen riesenhaften Jahrgang in 1968. Dieser Beitrag war einmalig, die Fänge sanken danach wieder schnell. Strukturell waren jedoch die Beiträge von Fischarten, die ihr Aufwuchsgebiet vor der holländisch-deutsch-dänischen Küste haben. Es betrifft Plattfischarten wie Seezunge, Scholle und Kliesche, aber auch Wittling und Kabeljau. Fänge von reinen Meeresfischen ohne Aufwuchsstadium an der Küste blieben stabil. Steinbutt und Glattbutt haben eine intermediäre Position. Ganz junge Tiere leben an Sandstränden, also auch an der holländischen Westküste, aber nicht im Wattenmeer.

2. Die Zunahme trat hauptsächlich in der südlichen und zentralen Nordsee auf. In der nördlichen Nordsee gab es zum Beispiel keine Zunahme im Fang von Kabeljau, Wittling und Scholle (Abb. 2).



*Abb. 2. Mittlere jährliche Anlandungen (in 1000 Tonnen) von Kabeljau, Wittling und Scholle aus verschiedenen Gebieten der Nordsee während der Perioden 1: 1958-60, 2: 1965-67, 3: 1972-74, 4: 1979-81.*

3. Die Zunahme der Produktion ist sowohl durch stärkere Jahrgänge (das ist ganz deutlich für Kabeljau, Seezunge, Scholle und Garnele) als auch durch eine höhere Wachstumsgeschwindigkeit verursacht, wie für Seezunge und Scholle nachgewiesen ist. Die gesamten Nordseeanlandungen von Seezungen in 1981–83 waren das Dreifache der Anlandungen von 1956–1960, die holländischen Anlandungen das Sechsfache. Größere Fangmöglichkeiten in der zentralen und südlichen Nordsee führten zum Aufbau von spezialisierten Flotten. Besonders in den Niederlanden entstand in den sechziger und siebziger Jahren eine starke Plattfischflotte. Es gab zunächst mehr Fisch und als Folge mehr Schiffe mit stärkeren Motoren. Einen starken Impuls für Neubauten gab der Seezungen-Jahrgang 1963. Als dieser Jahrgang erschien, bestellten viele Fischer neue Kutter. Die fischereiliche Sterblichkeit von Seezungen verdoppelte sich dadurch von 1965–67 und stieg auch danach weiter (de Veen, 1978). Die fischereiliche Sterblichkeit der Scholle fing erst 1969 an zu steigen, nachdem der enorme Jahrgang 1963 vollständig von den Fängen erfaßt wurde. Die Schollenanlandungen hielten bis 1988 Schritt mit dem Anstieg des Fischereiaufwands. Im Durchschnitt waren die Jahrgänge der Schollen nach 1970 stärker als davor, und dieser Fisch wuchs auch viel schneller (Rijnsdorp und van Leeuwen, 1992). Die Schollen werden jetzt auch früher geschlechtsreif. Dadurch hielt der Laicherbestand ein hohes Niveau. Der internationale Fang von Schollen war in den achtziger Jahren das Dreifache von dem der Jahre 1956–60, der holländische Fang das Zehnfache. Nach den starken Kabeljau-Jahrgängen 1969 und 1970, die bis 1985 von neuen starken Jahresklassen regelmäßig gefolgt wurden, nahm die Fischereimortalität beim Kabeljau regelmäßig zu, von 0,5 (1970) auf 0,8 (1980 und danach). Die Holländer fingen von 1981–83 exakt zehnmal mehr Kabeljau als in 1935–38. Das ist sehr merkwürdig, denn die Flotte von holländischen Nordbooten, die in den dreißiger Jahren in die ungastliche nördliche Nordsee auf Rundfisch fischten, verschwand nach 1960 völlig. Man kann sagen, daß die holländischen Kabeljaufischer in den achtziger Jahren in der Nähe des Hafens blieben. Sie waren jeden Freitag wieder zu Hause und fingen dennoch zehnmal mehr als ihre Väter! In der südlichen Bucht gab es jedoch kaum Kabeljau vor 1960. In den zwanziger Jahren fischten dort holländische Huker nebenbei auf Rochen. Das Gebiet NW von Helgoland war damals bekannt als das Rochenmeer.

Die Produktion der gemeinen Miesmuschel und der eßbaren Herzmuschel in den holländischen Gewässern wies ebenfalls eine spektakuläre Entwicklung auf. Die Produktion von Herzmuscheln war vor 1995 nur etwa 200 t/Jahr. Die Anlandungen stiegen stark zwischen 1955 und 1973 und erreichten 1987–1989 ein Niveau von 65 000 t/Jahr. Diese Steigerung kann teils erklärt werden durch die Entwicklung von speziellen Schiffen für den Herzmuschelbetrieb, aber auch durch eine nachgewiesene Erhöhung des Bestandes (Beukema und Cadée, 1986). Die Miesmuschelbetriebe im holländischen Wattenmeer wechselten in den fünfziger Jahren von der Fischerei zur Kultur auf Parzellen. Die Oberfläche von diesen Parzellen (70 km<sup>2</sup>) blieb durch die Jahre hindurch konstant (Drinkwaard, 1987). Die Produktion von SpeisemuscheIn stieg von 6000 t im Jahre 1949 bis auf ein Niveau von 60 000 in 1962 und danach. Dieses Niveau ist bis 1990 konstant geblieben. Die Ziffer von 60 000 t SpeisemuscheIn gibt jedoch einen falschen Eindruck von der wirklichen Produktion und dem Bestand in den letzten zwei Jahrzehnten. Die Muschelfischer brauchten jedes Jahr zusätzlich 30 000 t kleine MuscheIn aus dem Wattenmeer als Saat für ihre Parzellen in Zeeland. Überwinternde Eiderenten nahmen im westlichen Wattenmeer zu, von einigen Tausend um 1960 auf 100 000 bis 200 000 danach. Diese Eiderenten forderten ebenfalls einen großen Zoll an MiesmuscheIn. Sie konsumierten pro Jahr 30 000 t wilde MuscheIn und zusätzlich 30 000 t kleine MuscheIn von den Parzellen (Swennen et al., 1989). Das alles war möglich, weil die Bänke mit WildmuscheIn sich nach 1960 im westlichen Wattenmeer stark ausbreiteten, wie die Fischereiforschung in diesen Jahren nachgewiesen hat. Auf Fangpositionen, auf denen ich 1962 Garnelen fischte, war es in späteren Jahren als Folge der Anwesenheit großer Mengen von MiesmuscheIn oft unmöglich zu fischen. Nicht nur die MiesmuscheIn nahmen zu. Das ganze Ökosystem des westlichen Wattenmeeres veränderte sich. Das Wasser wurde trüber. Die dominanten Plattfische, große Klieschen, Bewohner von Sandböden, die in klarem Wasser nach Garnelen jagten, wurden durch sehr große Zahlen junger Schollen ersetzt. Junge Schollen bevorzugten Schlickboden und fressen Würmer. Der Laicherbestand der Sardelle, auch ein Klarwasserfisch, verschwand nach 1960 völlig im westlichen Wattenmeer. Aal, Seezunge, Butterfisch, Aalmutter und Knurrhahn nahmen zu (Boddeke, 1967; de Jonge et al., 1993.)

Mit all diesen Tatsachen auf dem Tisch ist die Schlußfolgerung klar: Nach 1960 ist eine große Erhöhung der natürlichen Produktion in der südlichen und zentralen Nordsee und im Wattenmeer aufgetreten. Wenn man nach möglichen Ursachen sucht, wird klar, daß das Klima in den Niederlanden als einem zentralen Teil Westeuropas in der Periode 1960 bis 1990 sehr stabil war und dem der Zeit von 1930 bis 1960 ähnlich (Anon., 1992a). Es gab keinen Trend bei Temperatur oder Wind, den wichtigsten Klimafaktoren für ein marines Ökosystem. Die Hydrographie der südlichen und zentralen Nordsee wird kräftig, aber sehr unregelmäßig durch den Wind beeinflusst. Auch der Einstrom von atlantischem Wasser durch die Straße von Calais fluktuiert unter dem Einfluß des Windes (Otto et al., 1990). Der starke Rückgang der Nordseeheringsbestände in den siebziger Jahren, der weniger Wegfraß auf Eier und Larven von Bodenfischarten zur Folge hatte, wird manchmal als die Ursache genannt (Hempel, 1978). Die Zunahme der Bodenfischbestände und der Muscheln fing aber viel früher an. Der Wegfraß von Eiern und Larven durch den Hering spielt für die betreffenden Tierarten keine Rolle (Overbeeke, 1983). Es bleibt nur eine plausible Möglichkeit übrig: die starke Zunahme an Nährstoffen, die durch das holländisch-deutsch-dänische Küstengebiet und das westliche Wattenmeer seit 1955 zugeführt werden, insbesondere Stickstoff (Nitrat) und Phosphor (Phosphat). Die Mengen Phosphor und Stickstoff, die für die Produktion von Algen erforderlich sind, sind minimal. Für 1000 kg Algen (Flagellaten) und andere aquatische Organismen braucht man nur 170g Phosphor und 1200g Stickstoff. In einer Situation, in der eins oder beide Elemente die natürliche Produktion limitieren, kann der Anstieg kleiner Mengen dieser Elemente einen großen Effekt auf die natürliche Produktion haben. Als nach 1955 der Wohlstand der westeuropäischen Bevölkerung zunahm, nahmen auch die Abflüsse dieser Nährstoffe in die Nordsee zu. Um 1980 waren es 10% der natürlichen Zufuhr aus dem Atlantischen Ozean durch die Straße von Calais und in die Nördliche Nordsee. Die Hälfte davon brachte der Rhein ins Meer. Die große Bedeutung dieser kleinen Erhöhung, maximal 10% mehr dieser Nährstoffe, hatten tonangebende Wissenschaftler noch in der siebziger Jahren geleugnet. Das kann, hat man gedacht, kaum einen Effekt auf die Fischproduktion der Nordsee haben (Ursin, 1978). Die anthropogene Einleitung dieser

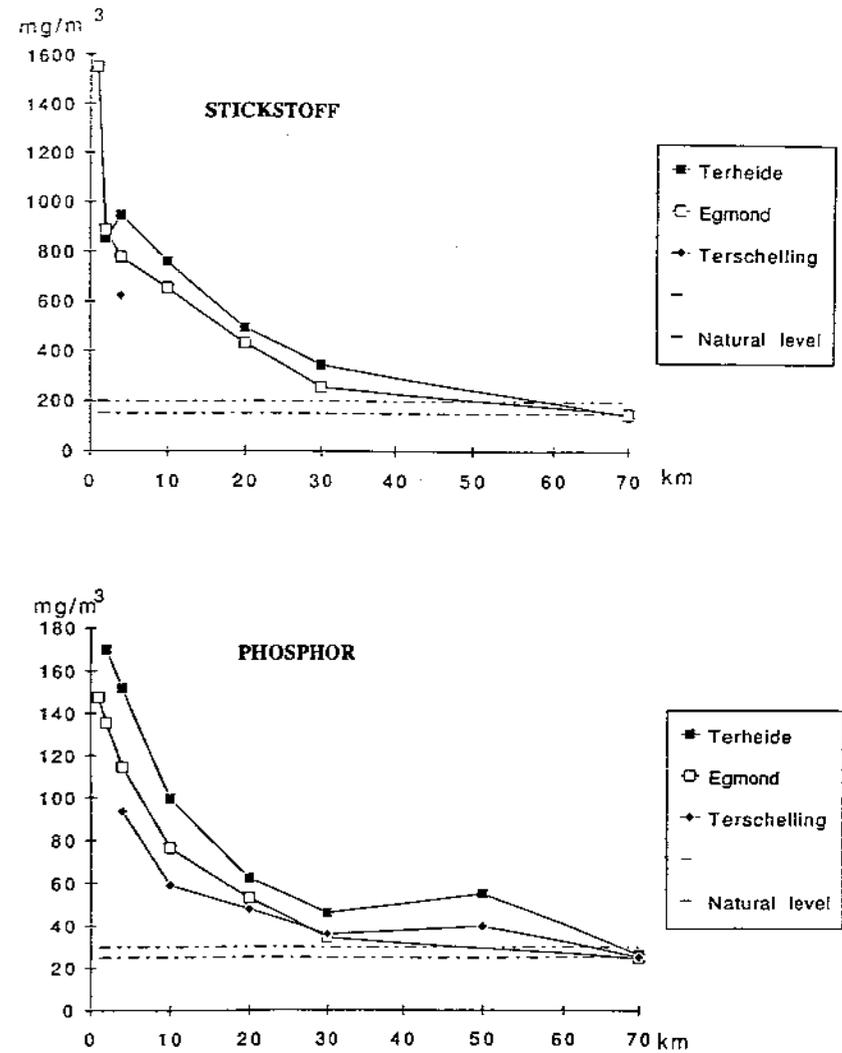


Abb. 3. Verteilung von Gesamtstickstoff- und -phosphor 1973–84 an verschiedenen Stationen entlang der niederländischen Küste. Quelle: Rijkswaterstaat, Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren. RIZA, Lelystad, Reports 1973–1984.

Nährstoffe ist jedoch nicht gleichmäßig über die Nordsee verteilt, sondern sie ist besonders in den flachen Küstengebieten von Holland, Deutschland und Dänemark konzentriert (Hagel und van Rijn van Alkemade, 1973). Dieses Gebiet wird stark beeinflusst durch den Rhein und auch, aber weniger, durch Ems, Weser und Elbe. In den seichten Küstengewässern war die Erhöhung der Nährstoffe nicht 10%, sondern durchschnittlich 300% (Abb. 3). In diesen Küstengebieten befinden sich wichtige Kinderstuben von Scholle, Seezunge, Kliesche, Wittling und anderen Fischarten. Man findet hier Muschelkulturen, Garnelenfischerei, und das Gebiet hat internationale Bedeutung als Rastplatz für Wandervogel und überwinternde Enten und Gänse.

Eutrophierung erhöht die Fischproduktion auf zwei Wegen: Erhöhung der Phytoplanktonproduktion durch Eutrophierung heißt mehr Nahrung für tierisches Plankton (Copepoden) und Bodenevertebraten (Würmer, Muscheln, Krebstiere). Höhere Dichten dieser Futtertiere resultieren in schnellerem Wachstum von z. B. Plattfischarten (Gross et al., 1946). Auch Vögel werden positiv beeinflusst durch ein hohes Nahrungsangebot. Phytoplankton und Copepoden sind aber auch wichtig als Futter für Fischlarven und junge Garnelen. Mangel an Futter ist eine sehr wichtige Todesursache für Fischlarven (Rothschild, 1986). Hohe Dichten von geeigneten Futterorganismen fördern daher auch sehr das Überleben von Fischlarven (Ohno und Okamura, 1988; van der Meeren, 1991; Tilseth und Blom, 1992). Eutrophierung kann dadurch zu durchschnittlich stärkeren Jahrgängen führen, wenn das Vorkommen von Fisch- und Garnelenlarven mit den eutrophierten Gebieten zusammenfällt (Boddeke, 1978; Boddeke et al., 1986). Das war der Fall beim Kabeljau in der Deutschen Bucht. Das Laichgebiet des Kabeljaus in der Deutschen Bucht grenzt an das Gebiet (Dreieck Den Helder-Elbmündung-Skagen), das vom Rheinwasser beeinflusst wird. Von 1969 bis 1985, als die Eutrophierung sehr hoch war, gab es hier viele junge Kabeljau. Durchschnittlich alle zwei Jahr wurde hier ein starker Jahrgang geboren (Anon., 1992 b).

**FRACHT GELÖSTES PHOSPHAT  
RHEIN, GRENZE DEUTSCHLAND/NIEDERL.**

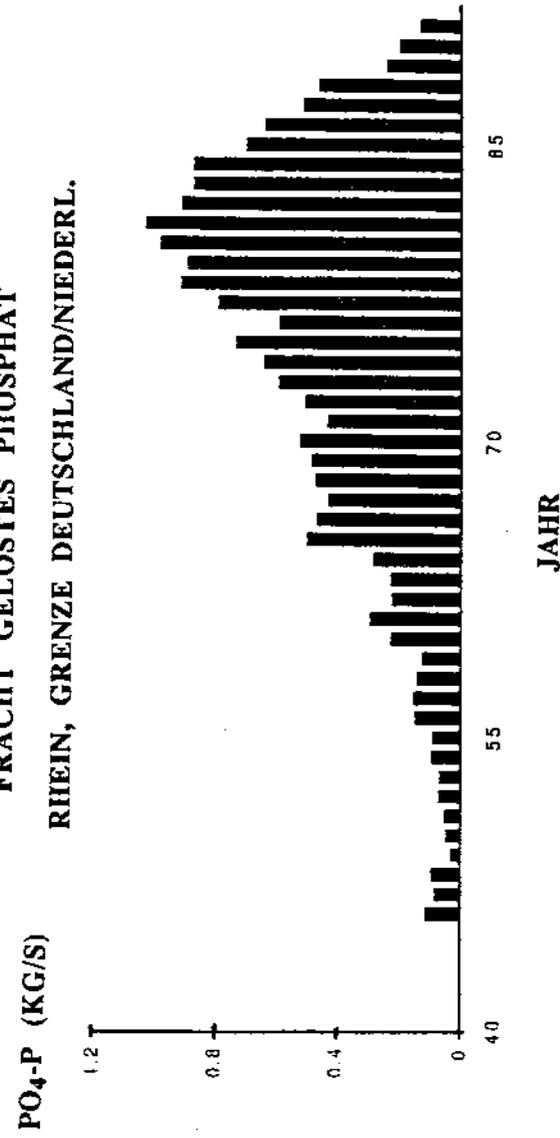


Abb. 4. Veränderung der Frachten von gelöstem Phosphat im Rhein an der Grenze Niederlande/Deutschland.

## 2. Rezente Entwicklungen

Die Entfernung von Phosphat ist ein effektives Mittel, um die Entwicklung von Phytoplankton und Algen zu reduzieren. Darum hat man seit 1981 in Deutschland angefangen, das Abwasser zu dephosphatieren. Das hat besonders nach 1984 zu einer drastischen Abnahme der Phosphatfracht des Rheins geführt (Abb. 4). Die Fracht an gelöstem Phosphat des Rheins an der deutsch-holländischen Grenze stieg von 0,14 kg/s in den Jahren 1956–1959 auf 1,03 kg/s in 1981. 1984 waren es 0,87 kg/s, 1988 0,46 kg/s und 1990–1992 sanken die Werte auf 0,17 kg/s. Es gibt eine sehr hohe Korrelation zwischen der Fracht an gelöstem Phosphat an der holländisch-deutschen Grenze und den Phosphatkonzentrationen im Winter vor der holländischen Westküste (1–30 km) (Abb. 5).

Fischer und Vogelbestände haben sich seit Jahrzehnten auf eine sehr hohe natürliche Produktion dieses Gebietes eingestellt. Die Konsequenzen einer ökologischen Rückkehr in die fünfziger Jahre für Fischerei und Vogelbestände sind daher schwer. Die Effekte, die wir jetzt beobachten, geben ein klares Gesamtbild, obgleich es noch nicht möglich ist zu prüfen, ob all diese Effekte durch Dephosphatierung verursacht werden: Miesmuschel- und Herzmuschelbestände im holländischen Küstengebiet sind in den letzten Jahren sehr klein geworden. Es gibt eine gute Korrelation zwischen der gesamten holländischen Miesmuschelproduktion und der Fracht gelösten Phosphats vom Rhein (Abb. 6). Die Muschelproduktion ist zurück auf dem Niveau der fünfziger Jahre. Eiderenten sind in den letzten Jahren schon in großen Mengen gestorben. Der Kabeljau ist praktisch in der südlichen und zentralen Nordsee verschwunden. Das Wachstum der Scholle korreliert ebenfalls ausgezeichnet mit der Phosphatfracht des Rheins (Abb. 7, 8). Die Wachstumsgeschwindigkeit hat in den letzten Jahren stark abgenommen und die Anlandungen von Schollen nehmen dramatisch schnell ab. 1992 waren die Anzahlen 0-jähriger Schollen im Wattenmeer sehr niedrig im Vergleich zu früheren Jahren. Das Wachstum und die Rekrutierung der Garnele in holländischen Küstengebieten hat in den letzten drei Jahren stark abgenommen (Abb. 9). Typische Fischarten für futterarme Meeresböden, der kleine Petermann und die Zwergzunge (der ökologische Stellvertreter der Seezunge in diesen Gebieten), sind stark im Vormarsch in das

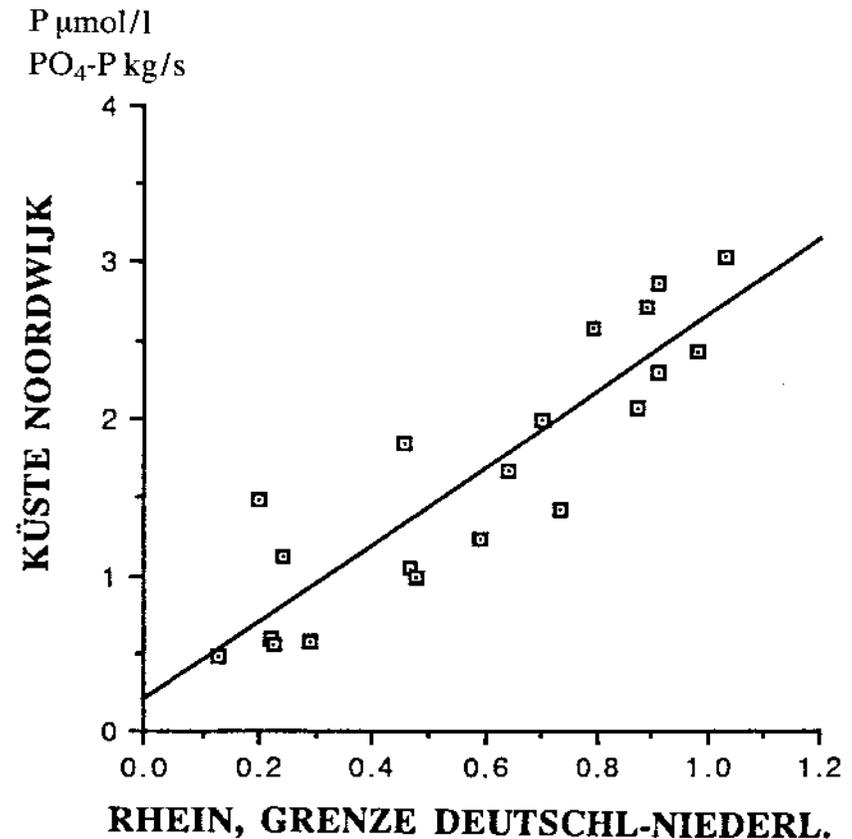


Abb. 5. Beziehung der Phosphatfracht im Rheinwasser und den Phosphatkonzentrationen an der niederländischen Küste bei Noordwijk (1–30 km). Winterwerte 1960–1990.

holländisch-deutschen Küstengebiet. Das Bestand von Stint im IJsselmeer, das sein Wasser direkt vom Rhein bezieht, ist zusammengebrochen. Der Stint wächst jetzt sehr langsam und ist im nördlichen Teil des IJsselmeers praktisch verschwunden. Stintfressende Vögel haben das IJsselmeer größtenteils verlassen. Aber wir werden dieses Jahr versuchen, im Juni wieder laichende Sardellen im Wattenmeer zu fangen, mehr als dreißig Jahre, nachdem dieser Fisch dort verschwunden ist!

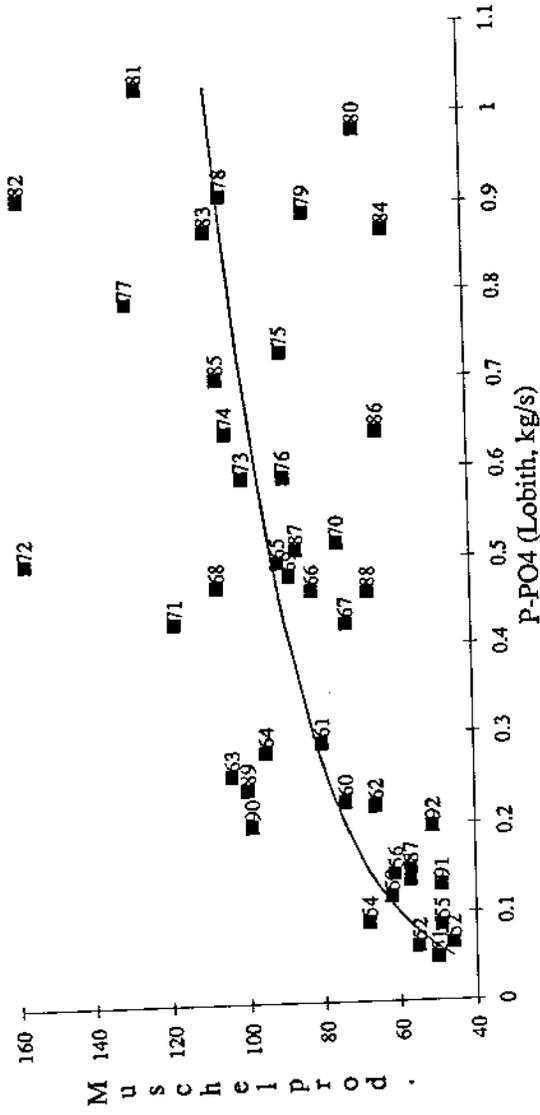


Abb. 6. Produktion von SpeisemuscheIn in den Niederlanden als Funktion der mittleren Phosphatfracht des Rheins bei Lobith. Zahlen an den Datenpunkten = Jahre.

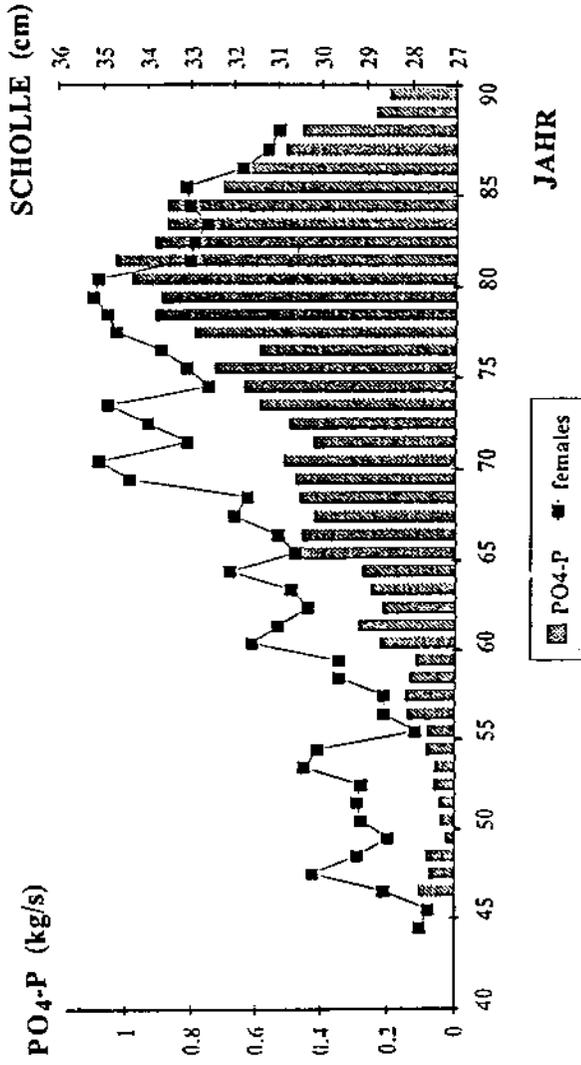


Abb. 7. Mittlere extrapolierte Länge von vierjährigen, weiblichen Schollen (1. Viertel) pro Jahrgangsklasse und Phosphatfracht des Rheins bei Lobith. Daten: PO<sub>4</sub>P: RIZA, Scholle: Bannister, 1978 (korrigiert für das 1. Viertel und ergänzt durch Rijnsdorp et al., 1991). Die Längenwerte wurden auf der Basis zweijähriger Tiere extrapoliert.

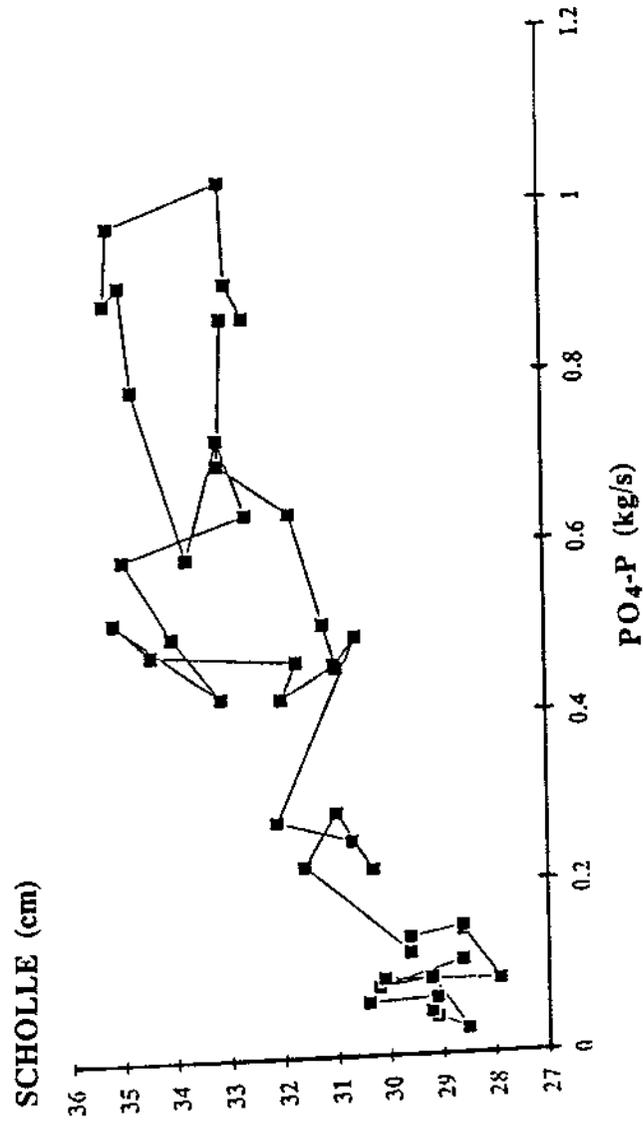


Abb. 8. Extrapolierte Länge vierjähriger weiblicher Schollen  $>$  (s. Abb. 7) als Funktion der mittleren Phosphatfracht des Rheins bei Lobith.

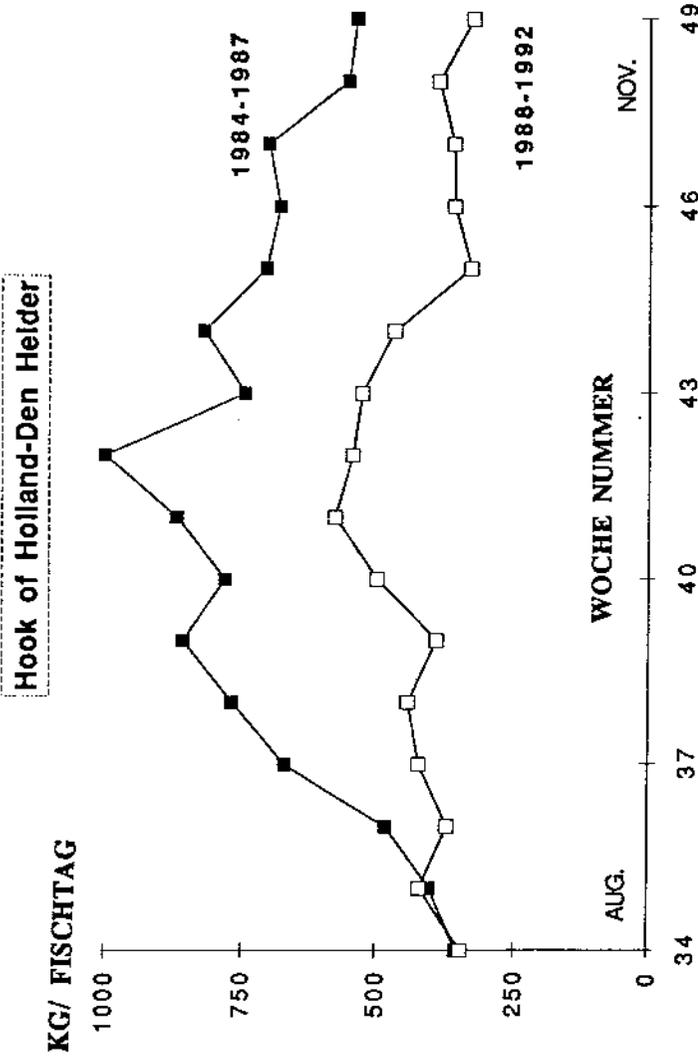


Abb. 9. Fang von Garnelen pro Fischereitag an der niederländischen Westküste. Die deutlich niedrigeren Fänge von 1988 bis 1992 resultieren aus verringerter Besiedlung im Mai/Juni und späteren (ca. vier Wochen) geringeren Wachstumsraten.

## Literatur

- Anon. 1992a. Report of the North Sea Roundfish Working Group. ICES C.M. 1992/ Assess. 4.
- Anon., 1992b. Klimatologische gegevens van Nederlandse stations. Publ. nr. 150-27. KNMI, De Bilt (Niederl.)
- Bannister, R. C. A., 1978. Stocks and plaice fisheries in the North Sea. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 172: 11-26.
- Baerends, G. P., 1947. De rationeele exploitatie van den zeevisch stand, in het bijzonder van den visch stand van de Noordzee. Versl. en Med. Viss. 36. Min. L.V. & V., 's Gravenhage. 99 p.
- Beukema, J. J. & G. C. Cadée, 1986. Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. *Ophelia* 26: 55-64.
- Boddeke, R., 1967. Visserij-biologische veranderingen in de westelijke Waddenzee. *Visserij*, 20: 213-222.
- Boddeke, R., 1978. Changes in the stock of brown shrimp (*Crangon crangon* L.) in the coastal area of the Netherlands. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 172: 239-249.
- Boddeke, R., G. Driessen, W. Doesburg & G. Ramaekers, 1986. Food availability and predator presence in a coastal nursery area of the brown shrimp (*Crangon crangon*), *Ophelia* 26: 77-90.
- Boddeke, R. & P. Hagel, 1991. Eutrophication of the North Sea continental zone, a blessing in disguise. ICES, C.M. 1991/E:7.
- Boddeke, R. & P. Hagel, 1993. Eutrophication, Fishery and Productivity of the North Sea Continental Zone. Proc. World Fisheries Congress, Athens 1992 (in prep.).
- Daan, N., 1978. Changes in cod stocks and cod fisheries in the North Sea. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 172: 39-57.
- Drinkwaard, A., 1987. Development in the shellfish industry in recent years. Proc. 19th Ann. Conf. Shellfish Ass. Gr. Brit., London: 51-71.
- Gross, F., J. E. G. Raymont, S. R. Nutman & D. T. Gauld, 1946. Application of fertilizers to an open sea loch. *Nature* 158: 187.
- Hagel, P. & J. W. A. van Rijn van Alkemade, 1973. Eutrophication of the North Sea. ICES, C.M. 1973/ L:22.
- Hempel, G. Synopsis of the symposium on North Sea fish stocks recent changes and their causes. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 172: 445-449.
- Holden, M. J., 1978. Long term changes in landings of fish from the North Sea. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 172: 86-101.
- Meeren, T. van der, 1991. Algae as first food for cod larvae, *Gadus morhua* L.: filter feeding or ingestion by accident? *J. Fish Biol.* 39: 225-237.
- Ohno, A. & Y. Okamura, 1988. Propagation of the Calanoid Copepod, *Acartia tsuensis*, in outdoor tanks. *Aquaculture* 70: 339-51.
- Otto, L., J. T. F. Zimmerman, G. K. Furnes, M. Mork, R. Saetre and G. Bekker, 1990. Review of the physical oceanography of the North Sea. *Neth. J. Sea Res.* 26: 161-138.
- Overbeeke, G. R. van, 1983. De predatie door haring (*Clupea harengus*) in 1982 op de eieren van schol (*Pleuronectes platessa*) en kabeljauw (*Gadus morhua*). Intern. Rapport RIVO, IJmuiden, Nederl.
- Rothschild, B. J., 1986. Dynamics of marine fish populations. Harvard Univ. Press, Cambridge.
- Rijnsdorp, A. D., P. I. van Leeuwen, 1992. Density-dependent and independent changes in somatic growth of female North Sea plaice *Pleuronectes platessa* between 1930 and 1985 as revealed by back-calculation of otoliths. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 88: 19-32.
- Swennen, C., G. Nehls & K. Laursen, 1989. Numbers and distribution of eiders *Somateria mollissima* in the Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 24: 83-92.
- Tilseth, S. & G. Blom, 1992. Recent progress in research and development of marine cold water species for Aquaculture production in Norway. *J. World Aq. Soc.* 23: 277-285.
- Ursin, E. & K. P. Andersen, 1978. A model of the biological effects of eutrophication in the North Sea. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 172: 366-377.
- Veen, J. F. de, 1978. Changes in North Sea sole stocks (*Solea solea* L.). Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 172: 124-136.

# Strategien der Landwirtschaft zur Verringerung von Nährstoffeinträgen

Peter Foerster<sup>1</sup> und Albert Klasink<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Abt. Landbau, Oldenburg

<sup>2</sup> Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt der Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Oldenburg

## 1. Einleitung

Seit Mitte der 60er Jahre wird den beiden Nährstoffen P und N im Hinblick auf die Gewässergüte der Oberflächengewässer erhöhte Aufmerksamkeit gewidmet. Die Aktivitäten spiegeln sich in zahlreichen regionalspezifischen Einzeluntersuchungen im In- und Ausland, in laufenden Kontrolluntersuchungen (Gewässergüte-Meßnetze), in zahlreichen gesetzlichen Vorgaben (z. B. WHG, NWG, TVO, EG-Nitratrichtlinie, Phosphat-Höchstmengenverordnung für Waschmittel u. a.), zusätzlich speziell im landwirtschaftlichen Bereich im Düngemittelgesetz, in der Gülleverordnung, in der zu erwartenden Düngemittel-Anwendungsverordnung u. a. wider.

Um den ständig wachsenden Umweltaforderungen an die und innerhalb der Landwirtschaft noch besser gerecht zu werden, wurden 1990 von den beiden Landwirtschaftskammern in Niedersachsen die Leitlinien »der ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung« entwickelt und 1991 herausgegeben. Die Leitlinien zur »ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung« basieren auf den Grundsätzen der Agrarministerkonferenz vom 23.09.1987. Das Kernziel der Leitlinien ist, in Grundzügen Möglichkeiten für eine umweltschonende Landbewirtschaftung aufzuzeigen. Für die Strategien der Landwirtschaft zur Verringerung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer geben die Leitlinien grundsätzliche Vorgaben und Handlungsansätze.

Die folgenden Ausführungen geben in geraffter Form die wichtigsten Möglichkeiten der Landwirtschaft zur Verringerung von Nährstoffeinträgen wieder.

Die Aussagen beschränken sich auf die für die Eutrophierung der Gewässer relevanten Stoffe P und N, soweit sie unmittelbar aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung resultieren. Auf das komplexe Wirkungsgefüge der »Selbstreinigung« in den Gewässern wird nicht näher eingegangen. Für den Gesamtkomplex »Eutrophierung der Fließgewässer« können somit die folgenden Ausführungen nur Teilaspekte liefern.

Um die Bedeutung und den Effekt der Strategien der Landwirtschaft zur Verringerung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer besser einschätzen zu können, werden vorweg folgende drei Fragen kurz beantwortet:

1. Auf welchen Wegen gelangen Stoffe (N und P) in die Gewässer?
2. Wie hoch sind die Anteile der Stoffeinträge aus der Landwirtschaft im Vergleich zum nicht landwirtschaftlichen Bereich aufgrund pauschaler Betrachtung?
3. Wie hoch sind die Eintragsmengen an N und P aufgrund einiger aktueller Meßergebnisse, dargestellt am Beispiel in Weser-Ems?

Zu 1.

N- und P-Einträge in die Gewässer aus der Landwirtschaft erfolgen punkt- oder linienförmig (s. Abb. 1). Der linienförmige Eintrag wird auch als »diffuser« Eintrag bezeichnet. Punktförmige Einträge, vom Gesetz her nicht zulässig, sind im allgemeinen gut lokalisierbar. Diffuse Einträge sind dagegen in der Regel bezüglich ihrer Herkunft nicht exakt lokalisierbar und auch nicht exakt spezifisch trennbar in die Anteile »Grundbelastung« und »bewirtschaftungsbedingte Belastung«.

Zu den punktförmigen Einträgen zählen alle unerlaubten und fahrlässigen Direkteinleitungen bzw. Hofabflüsse wie Gülle, Jauche, Waschwasser, Stallmist- und Silagesickersäfte, Regenwasser, Abwässer aus lecken Kanälen oder Lagerbehältern, Untergrundverrieselung u. a. Zu den möglichen ebenfalls gesetzlich nicht zulässigen punktförmigen Einträgen von landwirtschaftlich genutzten Flächen zählen Abflüsse von Viehweiden wie Tränkestellen bzw. auch Direkteinträge von Mineral- und Wirtschaftsdünger im Rahmen der Düngung längs von Gewässern (Gewässerrandstreifen!).

Die diffusen P- und N-Eintragsquellen umfassen:

- oberflächige Abschwemmungen und Bodenabträge (Erosion)

### Punktförmige Einträge

Hofabflüsse (Gülle, Jauche, Waschwasser, Stallmist- und Silagesäfte, Regenwasser, Abwässer aus Iackern Kanälen oder Lagerbehältern u. a.)  
Abflüsse von Viehweiden und Tränkstellen

Direkteinträge von Mineral- und Wirtschaftsdüngern

### Diffuse Einträge

Oberflächenabfluß, Abschwemmung (Erosion)

Krume

ungesättigte Zone

gesättigte Zone

Grundwasser

Dränwasser

Zwischenwasserabfluß

oberflächennahes Grundwasser

Nach WIG und NWG nicht zulässig

Abb. 1. Nährstoffeinträge in Fließgewässer.

- Dränabflüsse
- Abflüsse aus der Sickerwasserzone (Zwischenwasserabfluß, Interflow)
- Abflüsse aus oberflächennahem Grundwasser.

Zur Quantifizierung des N- und P-Eintrages durch punktförmige Einträge aus dem Bereich Landwirtschaft liegen z. Zt. vorerst wenige verallgemeinerungsfähige Daten vor. Bedingt durch die großen Unterschiede in der Struktur der landwirtschaftlichen Betriebe, der Bewirtschaftungsintensität und des Landschaftsreliefs, letztlich aufgrund der stark unterschiedlichen, nicht standardisierbaren Nährstoffgehalte punktförmiger Einträge, können allgemeingültige Eintragsfrachten auch nur unter großem Vorbehalt wiedergegeben werden (Hamm, 1991). Für die Höhe der Einträge aus diffusen Quellen sind die natürlichen spezifischen Standortverhältnisse (Boden, Klima) neben den landwirtschaftlich bedingten Ursachenbereichen wie Feldflurgestaltung, Bodenbearbeitung, Kulturart, Fruchtart, Fruchtfolge und Düngung ursächlich mitbestimmend.

Zu 2.

Um die Anteile der Stoffeinträge in die Gewässer aus der Landwirtschaft im Vergleich zu nicht landwirtschaftlichen Bereichen grob abgreifen zu können, gibt es von mehreren Autoren pauschale Berechnungen (= Hochrechnungen, mit bekanntem Vorbehalt). Nach Firk und Gegenmantel (1986) betragen beispielsweise die im landwirtschaftlichen Bereich anfallenden N-Einträge 42 %, die P-Einträge 21 % (Abb 2, 3). Bei den diffusen N-Einträgen über das Grund- und Dränwasser ist zu beachten, daß rd. 50 % der Einträge auf bodenbedingte Basisbelastungen zurückzuführen sind. Bei den diffusen P-Einträgen in die Fließgewässer können  $\frac{2}{3}$  den Belastungspfad Erosion und Oberflächenabfluß zugeordnet werden, während P-Einträge über das Dränwasser und das oberflächennahe Grundwasser infolge P-Festlegung in der obersten Bodenzone (Ausnahme: kultivierte Hochmoore) von untergeordneter Bedeutung sind.

Pauschale mengenmäßige Anteilsberechnungen der Einträge an N und P haben für regionalspezifische Aussagen wenig Bedeutung, da beispielsweise gerade beim Stickstoff die lokalen Boden-, Klima-, Nutzungs- und Bewirtschaftungsverhältnisse aufgrund ihrer hohen örtlichen

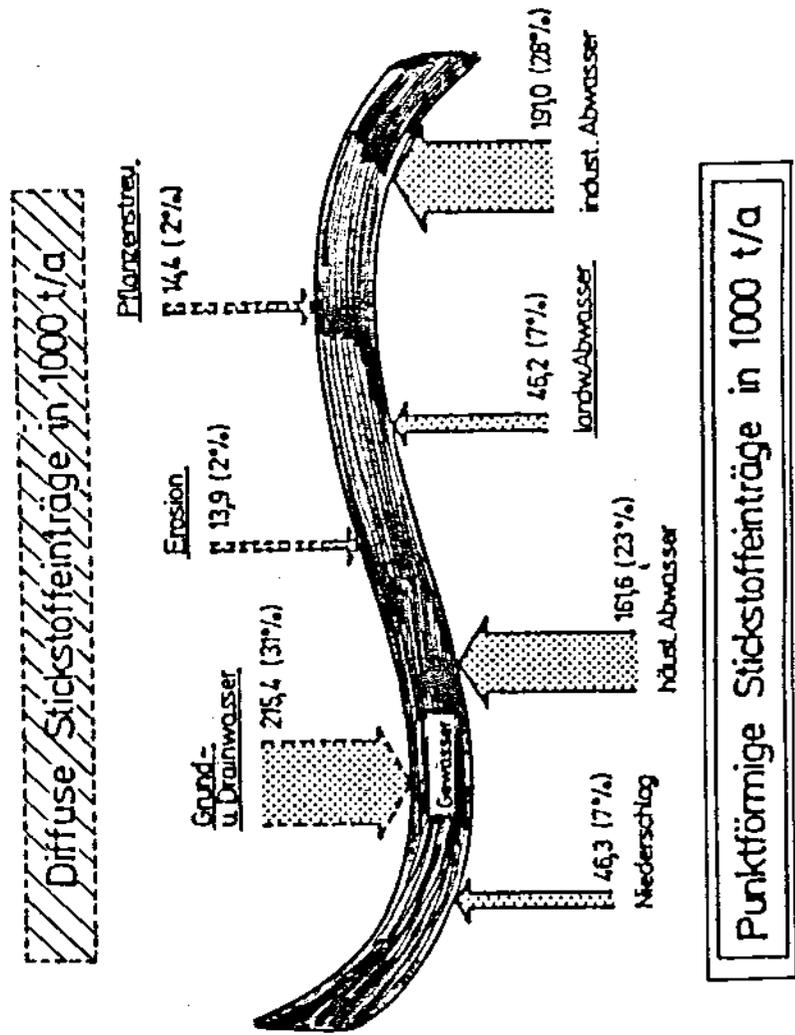


Abb. 2. Diffuse und punktförmige Stickstoffeinträge in 1000 t/a (nach Firk und Gegenmantel, 1986).

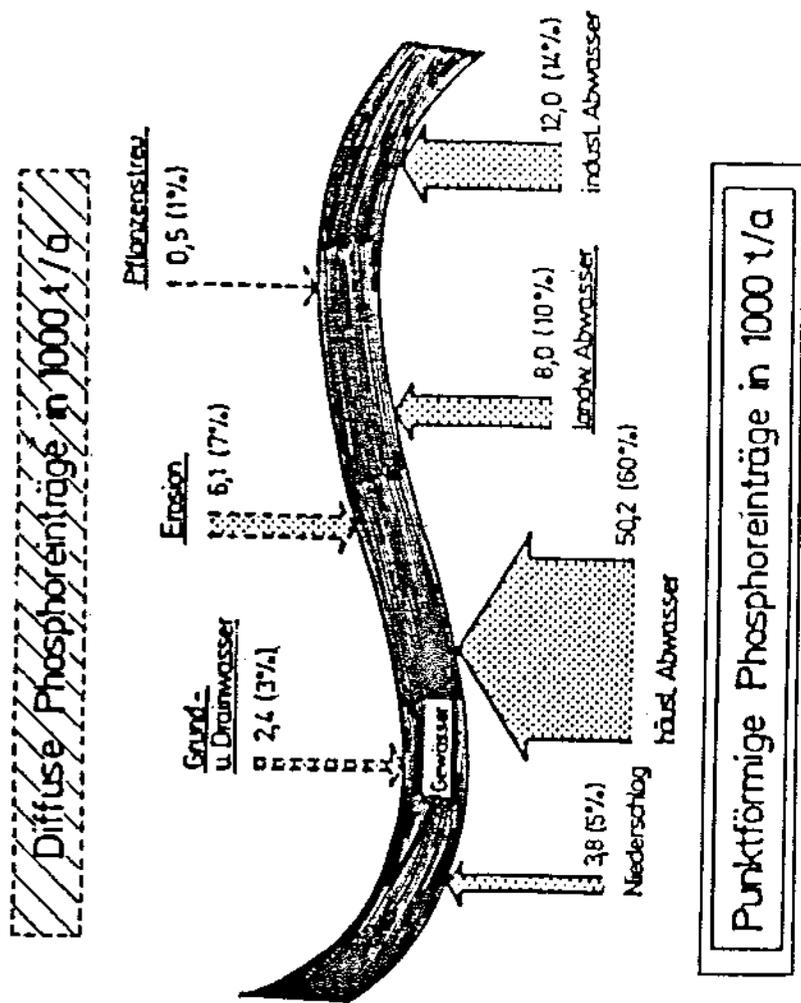


Abb. 3. Diffuse Phosphoreinträge in 1000 t/a (nach Firk und Gegenmantel, 1986).

Tabelle 1. Mittlere Stoffkonzentrationen (mg/l) und jährliche Stofffrachten (kg/ha\*Jahr) in kleineren Fließgewässern in Weser-Ems (1974–1976)

Gewässergruppe	Nitrat-N		Ammonium-N		Gesamtphosphor		Bemerkungen
	mg/l	kg/ha	mg/l	kg/ha	mg/l	kg/ha	
Hochmoor 2,3,5	1,8	6,3	3,5	7,5	5,4	11,5	Grabenentwässerung und Dränwasser
Geest 7, 8, 10, 11, 12, 13	5,5	9,8	0,6	1,2	0,2	0,4	Grabenentwässerung und Dränwasser
Bergland 15, 16, 17, 19, 20	5,8	14,7	0,2	0,5	0,3	0,5	Grabenentwässerung, Dränwasser und Quellen
Marsch 21, 22, 23	2,8	–	1,1	–	0,5	–	Grabenentwässerung und Dränwasser

Quelle: Foerster und Neumann (1981)

und z. T. auch zeitlichen Variabilität großen Schwankungen unterworfen sind.

Zu 3.

Um Hinweise über aktuelle regionalspezifische Eintragsmengen an N und P in die Gewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten zu bekommen, ist es notwendig, Gewässerabschnitte bzw. einzelne Gewässereinzugsgebiete mit ausschließlich landwirtschaftlicher Nutzung, d. h. ohne Fremdwasserzufluß (kommunale, industrielle und häusliche Abwässer), zu untersuchen. Am Beispiel von Weser-Ems geben die folgenden Ergebnisse einige aktuelle Hinweise über die Höhe von regionalspezifischen N- und P-Einträgen in die Gewässer.

Hinweise über die Stoffbelastung in kleineren Gewässern (Ursprungsgewässern) mit rein landwirtschaftlich (z. T. auch zusätzlich

Tabelle 2. Mittlere Nitrat-N-Konzentrationen (mg NO<sub>3</sub>-N/l) in kleineren Gewässern des Hunte- Einzugsgebietes

	1974–77	1989/90	1990/91	1992/92
Moorbek*	2,7–4,3	6,1	5,3	4,8
Pestrup*	9,4–10,3	n.n.	13,1	12,1
Hunteburg	n.b.	22,9	19,2	13,5
Ippenburg	n.b.	2,1	2,8	2,7
Linne	n.b.	2,7	2,6	2,9
Linne-Wald	4,0–4,9	2,7	2,3	2,8
Harbem*	1,7–5,4	11,2	12,7	9,6
Rüschendorf*	n.b.	n.b.	1,5	1,8

\* im ~ 15jährigen Vergleich

n.b. nicht bestimmt

Quelle: Bandmann und Raderschall (1992)

forstwirtschaftlich) genutzten Einzugsgebieten sind den Ergebnissen zwei-, z. T. dreijähriger systematischen Untersuchungen (14tägige Probenahme) an 21 kleineren Fließgewässern in Weser-Ems zu entnehmen. Die Untersuchungen wurden in den Jahren 1974 bis 1977 durchgeführt (Foerster und Neumann, 1981). Aus der Tab. 1 sind zusammenfassende Ergebnisse über die festgestellten N- und P-Konzentrationen mit Frachten wiedergegeben. Im Rahmen eines BMFT-Vorhabens zur »Modellhaften Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Hunte« wurden von Bandmann und Raderschall, Universität Oldenburg, zwei der o. a. Fließgewässer in den Jahren 1989 bis 1992 erneut systematisch untersucht (Tab. 2). Im 15jährigen Zeitvergleich konnte ein leichtes Ansteigen der Nitrat-N-Konzentrationen (0,1–0,2 mg NO<sub>3</sub>-N/l\*Jahr), jedoch gleichbleibende P-Konzentrationen festgestellt werden (Bandmann und Raderschall, 1992). Auch einige kleinere Gewässer im Landkreis Oldenburg zeichneten sich in den letzten Jahren durch steigende Nitratwerte aus (StAWA Brake, 1992). Aus den Daten des Gewässerüberwachungssystems Niedersachsen lassen sich allerdings entsprechende Tendenzen einer Zunahme der Nitratkonzentrationen in den Fließgewässern bislang nicht ableiten (Niedersächsisches Umweltministerium, 1991).

**Tabelle 3. Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im Nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest**  
Nitrat: Konzentration (mg/l), Austrag (kg/ha\* a) – Mittelwerte, Sickerwassermenge: 250 mm/a

Ort	Bodentyp	Bodenart	Kulturart	Zeit	N-Düngung kg N/ha* a	Ø NO <sub>3</sub> -N mg/l	NO <sub>3</sub> -N kg/ha* a	Literatur
<b>MARSCH</b> Infeld	Brackmarsch	tU	G	1977-83	270	5,9	15	Neuhaus, 1983
	Brackmarsch	tU	G	1977-83	ohne	1,4	3,6	Neuhaus, 1983
Norden	Seemarsch	µT	A	1979-81	165	4	10	Foerster, 1982
	Seemarsch	tU	G	1979-81	310	6	15	Foerster, 1982
<b>GEEST</b> Bokern	Podsol	S	A	1973-78	160	22	55	Scheffer/Bartels, 1980
	Podsol-Gley	S	A	1976-81	285	24	60	Foerster, 1984
	Podsol-Gley	S	A	1982-84	130	17	43	nicht veröffentlicht
	Pseudogley	S	G	1982-84	180	1,4	3,4	nicht veröffentlicht
<b>MOOR</b> Königsmoor	Hochmoor	hH	A	1975-81	120	3	7,5	nicht veröffentlicht
	Hochmoor	hH	G	1974-80	120	5	12,5	nicht veröffentlicht
Oberende	Niedermoor	nH	G	1982-80	220 (Gülle)	2	5	nicht veröffentlicht
Hüde	Niedermoor	nH	A	1982-84	198 (Gülle)	29	72	nicht veröffentlicht

Lit.: Foerster et al., 1985

**Tabelle 4. Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im Nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest**  
Kalium, Phosphor: Konzentration (mg/l), Austrag (kg/ha\* a) – Mittelwerte – Sickerwassermenge: 250 mm, Probeentnahme: 14tägig

Ort	Bodentyp	Kulturart	K-Düngung kg K/ha* a	K mg/l	K kg/ha* a	P-Düngung kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha	PO <sub>4</sub> -P mg/l	P kg PO <sub>4</sub> -P/ha* a
<b>MARSCH</b> Infeld	Brackmarsch	G	160	7,3	18,3	80	1,5	3,7
	Brackmarsch	G	ohne	5,2	13,1	ohne	1,1	2,7
Norden	Seemarsch	A	-	-	-	95	0,2	0,5
	Seemarsch	G	-	-	-	148	0,2	0,5
<b>GEEST</b> Bokern	Podsol	A	240	20	50,0	120	0,03	0,1
	Podsol-Gley	A	92	19,7	49,2	34	0,3	0,7
	Podsol-Gley	A	160	11,5	28,7	92	0,6	1,5
	Pseudogley	G	60	3,6	9,0	60	0,3	0,7
<b>MOOR</b> Königsmoor	Hochmoor	A	240	14,4	36,0	80	8,6	21,5
	Hochmoor	G	240	-	-	80	2,1	5,2
Oberende	Niedermoor	G	110 (Gülle)	12,6	31,5	-	-	-
Hüde	Niedermoor	A	100 (Gülle)	31,6	79,0	150 (Gülle)	0,06	0,1

Lit.: Foerster et al., 1985

Hinweise über Konzentrationshöhe und mögliche Austragsmengen an Nitrat und Phosphat (Orthophosphat) im Dränwasser sind an mehreren Beispielen des nordwestdeutschen Raumes aus den Tabellen 3 und 4 zu entnehmen. Die mehrjährigen Dränwasseruntersuchungen in typischen Landschaften in Weser-Ems (Marsch, Geest, Moor) wurden sowohl auf landwirtschaftlich als z. T. auch auf Versuchsflächen durchgeführt. Vergleichsweise niedrige mittlere N-Konzentrationen zwischen 1,4 und 6 mg NO<sub>3</sub>-N/l wurden unter Grünland- und Ackernutzung in der Marsch, unter Grünland in der Geest, im Hochmoor und unter Grünlandnutzung im Niedermoor festgestellt. Im Mittel um den Faktor 8 erhöht waren die mittleren NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen im Dränwasser bei Ackernutzung in der Geest und im Niedermoor. Letzteres weist auf boden- und nutzungsbedingte Standorteinflüsse auf die N-Einträge in die Gewässer hin.

Die Nitratgehalte im oberflächennahen Grundwasser zeichnen sich in Weser-Ems durch hohe örtliche und regionale Konzentrationsunterschiede aus, die bei wenigen mg bis deutlich über 50 mg NO<sub>3</sub>-N/l liegen können (Abb. 4).

Die mittleren P-Konzentrationen in den untersuchten Dränwässern in Weser-Ems lagen in einem Bereich zwischen 0,03 und 0,6 mg PO<sub>4</sub>-P/l, entsprechend den P-Gehalten in den o. a. kleineren Fließgewässern. Vergleichbare PO<sub>4</sub>-P-Gehalte (0,01–0,1 mg PO<sub>4</sub>-P/l) liegen auch im oberflächennahen Grundwasser vor. Lediglich auf den Brackmarsch- und auf den Hochmooruntersuchungsorten wurden im Dränwasser bodenbedingte höhere P-Konzentrationen festgestellt (1,1–8,6 mg PO<sub>4</sub>-P/l).

Über die Höhe der N- und P-Einträge in die Gewässer durch Oberflächenabfluß und Bodenabschwemmung (Erosion) liegen aus Weser-Ems bislang kaum Untersuchungsergebnisse vor. In diesem Zusammenhang sei auf eingehende Untersuchungen aus Bayern hingewiesen (Schwertmann, 1973, Auerswald et al., 1986).

Der Vollständigkeit halber sei erwähnt, daß neben den beispielhaft für Weser-Ems angeführten Stoffuntersuchungen in Fließgewässern, im Dränwasser und im oberflächennahen Grundwasser zahlreiche ein- und mehrjährige Untersuchungsergebnisse über die Menge des mineralisierten Stickstoffes (N<sub>min</sub>) überwiegend im durchwurzelbaren Bodenbereich landwirtschaftlich oder auch gartenbaulich genutzter Böden vorliegen.

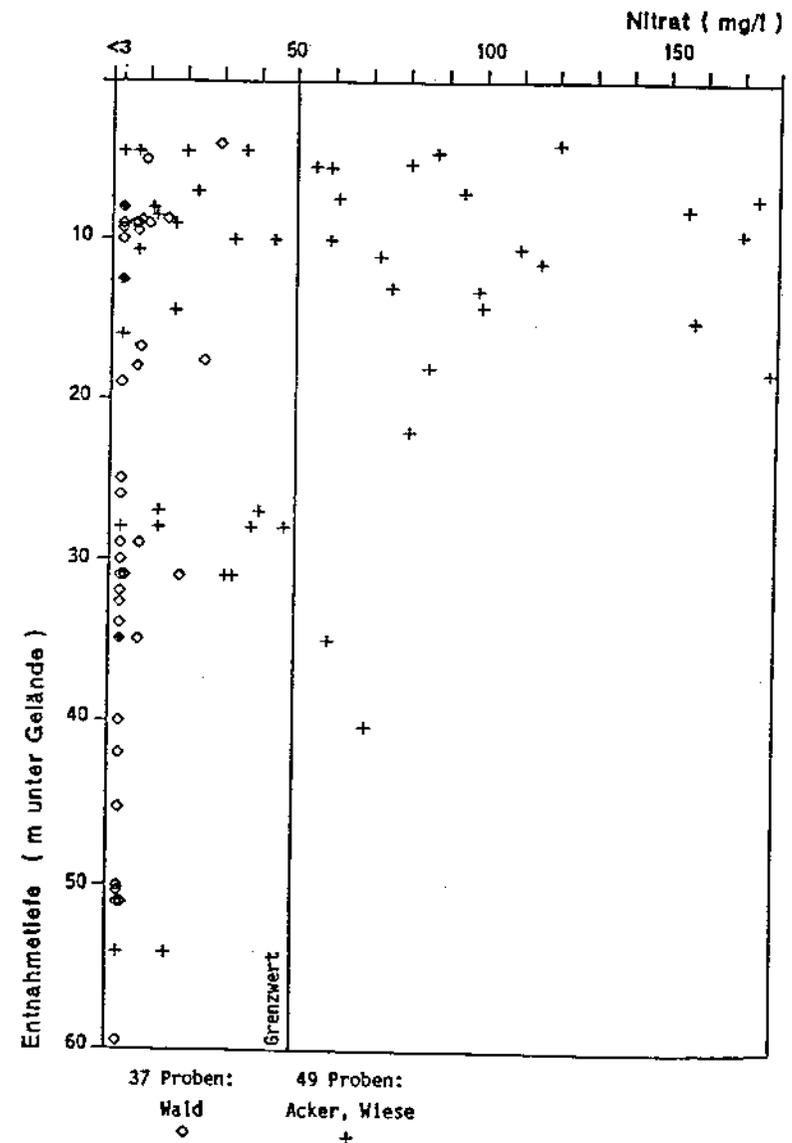


Abb. 4. Nitratgehalt in Beobachtungsbrunnen des Wasserschutzgebiets Großenkneten.

Die  $N_{\min}$ -Untersuchungen, die etwa seit 15 Jahren in einem stets steigenden Umfang im In- und Ausland durchgeführt werden, dienen zunächst dem Einsatz einer gezielteren Ausrichtung der N-Düngung nach dem Düngebedarf. In den letzten Jahren werden die  $N_{\min}$ -Untersuchungen aber darüber hinaus auch verstärkt eingesetzt zur standorts- und nutzungsspezifischen Interpretation der N-Dynamik im Boden und zur Einschätzung des Nitratauswaschungspotentials vor der winterlichen Sickerwasserperiode.

### **Möglichkeiten zur Verringerung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer**

Die folgenden Ausführungen über mögliche Maßnahmen zur Verringerung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer beschränken sich auf die Einträge an P und N aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung, d. h. aus diffusen Quellen. Auf entsprechende Maßnahmen bei Direkteinträgen (punktförmige Quellen) wird nur kurz eingegangen, da diese mengenmäßig im Vergleich zu den diffusen Quellen weniger bedeutend sind und aufgrund von gesetzlichen Vorgaben auch nicht zulässig sind.

Bei den diffusen Quellen werden vorrangig die Eintragswege berücksichtigt, die quantitativ zu einer höheren Stoffbelastung führen. Dies ist bei Stickstoff der Eintrag über die Bodenpassage, d. h. über das Sicker-, Drän- und oberflächennahe Grundwasser, der Fall, bei Phosphat der vorrangig nach Starkregen auftretende mögliche Abfluß und Eintrag über die Bodenoberfläche. Auf beiden Eintragswegen ist in der Regel eine wirksame Reduzierung nur unter Berücksichtigung mehrerer Maßnahmen möglich, d. h. ganzer Maßnahmenbündel, und zudem nur mittel- und langfristig zu erwarten (Hamm, 1991).

Direkteinträge von Nährstoffen lassen sich durch einen sofortigen gezielten Einsatz von Gegenmaßnahmen relativ kurzfristig vermeiden. Die wichtigsten Gegenmaßnahmen gehen aus Tabelle 5 hervor.

#### **P-Einträge aus diffusen Quellen**

Die Minderung der P-Einträge in die Gewässer über Oberflächenabfluß und Bodenabschwemmung (Erosion) erfordert wirksame Maßnahmen zum Flächen- bzw. Bodenschutz, d. h. Vermeidung von Bodenabtrag. Hierzu gibt es eine Vielzahl von bekannten und wirksamen Gegenmaß-

*Tabelle 5. Maßnahmen zur Vermeidung von Direkteinträgen von Nährstoffen in die Gewässer*

- Einhaltung vorgeschriebener Mindestabstände zum Gewässerrand bei Ausbringung von Düngemitteln
- Abzäunung der Weiden an Vorflutern/Gewässern
- Anlage von Tränken in ausreichendem Abstand zum Vorfluter
- Abdichtung von Feldmieten bei der Lagerung von Naßsilagen, Anlage dichter Auffanggruben für die Sickersäfte
- Verbesserung der Ausbringungstechnik von flüssigen Dungstoffen, Vermeidung von Oberflächenabfluß
- Keine Ausbringung von staubförmigem Dünger bei Windverfrachtung in die Nähe von Gewässern
- Auffangen aller Abwässer, flüssiger Dungstoffe, Sickersäfte, Waschwässer und Regenwasser in dichten Lagerbehältern auf dem landwirtschaftlichen Betriebsgelände
- Regelmäßige Überwachung der Lagerbehälter auf Dichtigkeit
- Untergrundverrieselung vermeiden

nahmen, die, sofern sie rechtzeitig ergriffen werden, Bodenabträge bzw. Stoffeinträge in die Gewässer weitgehend mindern oder auch ganz beseitigen können. Erfahrungsgemäß werden die Gegenmaßnahmen jedoch nicht selten erst viel zu spät ergriffen, d. h. nach Ablauf mehrerer Erosionsereignisse. Ist letzteres der Fall, können nur noch langfristig durchzuführende systematische Sanierungskonzepte zum Flächenschutz die sporadisch auftretenden Stoffeinträge in die Gewässer verringern (Abb. 5).

Gesetzliche Vorgaben zur Minderung und Vermeidung der Boden-erosion sind im derzeitigen Entwurf des zukünftigen Bodenschutzgesetzes der BRD niedergelegt. Danach ist es möglich, daß für erosionsgefährdete Gebiete Bodenschutzpläne aufgestellt werden können, mit entsprechenden Auflagen für den Erosionsschutz. Letzteres ist im derzeitigen Bodenschutzgesetz von Baden-Württemberg bereits der Fall. Maßnahmen des Erosionsschutzes auf der Fläche können in ihrer Wirksamkeit deutlich noch erhöht werden, wenn sie durch spezielle Maßnah-

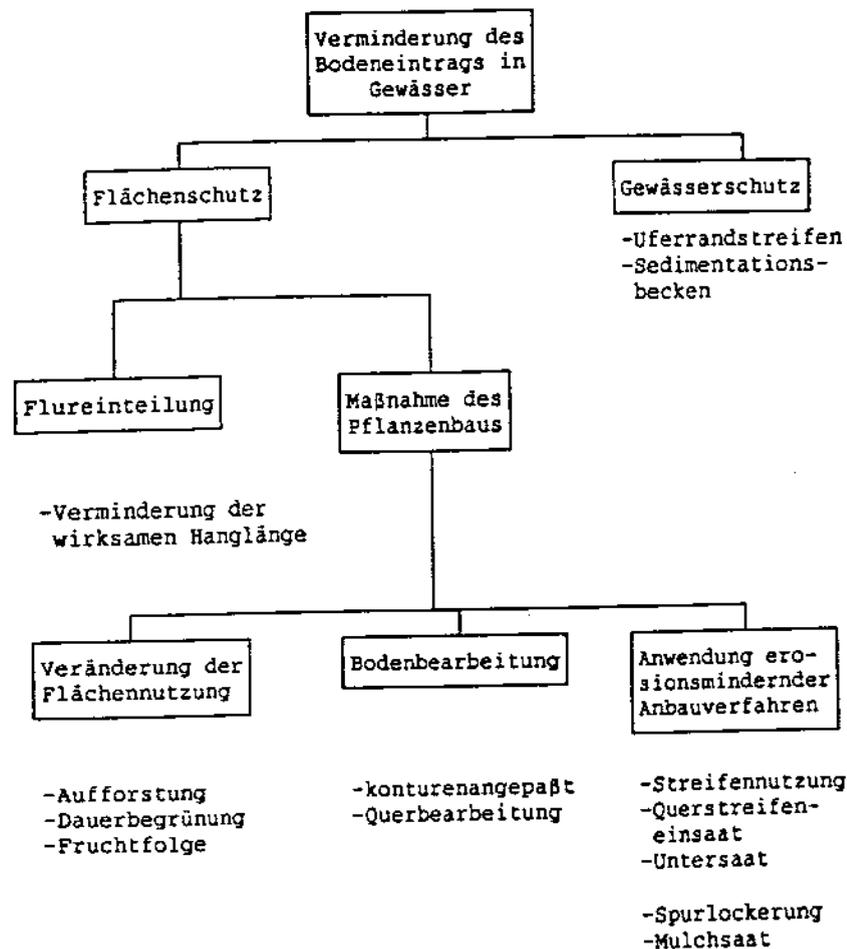


Abb. 5. Maßnahmen zur Verminderung des erosionsbedingten Nährstoffeintrags (Hamm, 1991).

men des Gewässerschutzes, z. B. Anlage von Uferrandstreifen oder Sedimentationsbecken ergänzt werden. Abgesehen von den ökologischen Effekten von Uferrandstreifen, wird die Wirksamkeit der Randstreifen im Hinblick auf die Minderung des Stoffeintrags in die Gewässer bislang noch recht unterschiedlich beurteilt. In Versuchsanlagen wurden in Abhängigkeit von Breite, Pflanzenart und -dichte des Filterstreifens, der Hangneigung und -länge, der Stärke des Erosionsereignisses und der Körnung des Bodenmaterials bislang Wirkungsgrade von 7–10% gemessen. Eine nachlassende Effizienz der Filterstreifen im Laufe der Zeit wurde festgestellt (Hamm, 1991).

Mit welcher Effizienz bestimmte pflanzenbauliche Maßnahmen zur Minderung erosionsbedingter Stoffabträge eingeschätzt werden können, geht aus Untersuchungsergebnissen von Auerswald (1989) hervor. So wurden beispielsweise durch Umwandlung einer Fruchtfolge mit  $\frac{2}{3}$  Silomais in eine reine Getreidefruchtfolge die Nährstoffverluste von  $\frac{1}{3}$  auf  $\frac{1}{5}$  vermindert, bei Einschaltung von zweijährigem Klee gras nahezu vollständig vermieden bzw. in erosionsempfindlichen Maiskulturen durch Umstellung der konventionellen Bodenbearbeitung in Mulchsaatverfahren der Phosphatabtrag um 80% reduziert.

#### N-Einträge aus diffusen Quellen

Insgesamt umfaßt das »Ursachenbündel« für den Nitrataustrag aus der durchwurzelten Bodenzone über das Dränwasser, den Zwischenwasserabfluß und das oberflächennahe Grundwasser in die Oberflächengewässer etwa 20 mögliche Einflußfaktoren (Tab. 6). Dies deutet auf die Komplexität der N-Dynamik im Boden hin bzw. auch auf die Schwierigkeit, monokausale Beziehungen, wie z. B. den Einfluß der N-Düngung auf die Höhe des Nitratreintrags, ableiten zu können. Stets ist dabei zu beachten, daß die N-Dynamik im Boden durch zeitlich und örtlich quantitativ sehr unterschiedliche N-Zugänge (Niederschläge, Düngung, bakterielle N-Freisetzung, N-Mineralisierung), unterschiedliche Entzüge (durch Pflanzen und durch das Edaphon im Boden), Festlegungen und Abgänge bzw. Verluste (Denitrifikation,  $\text{NH}_4$ -Verluste, Auswaschung) bestimmt wird. Eine globale N-Bilanz ist der Tab. 7 zu entnehmen.

Maßnahmen zur Minderung des Nitratreintrags in die Gewässer haben besondere Dringlichkeit auf Standorten mit geringen Nitratrückhal-

Tabelle 6. Mögliche Einflußgrößen auf Nitratverluste aus dem Wurzelraum

- Klima:** Niederschlagsmenge und -verteilung, klimatischer Verdunstungsanspruch
- Boden:** Relief, Bodenart bzw. Bodenartenschichtung, Stoffvorrat, Umsetzungsvermögen/Nachlieferung, Gründigkeit, Grundwasserflurabstand
- Vegetation:** Pflanzenart (Bedeckungsgrad, Wurzelraumtiefe, Stoffaufnahme, Wasseraufnahme), Dauer der pflanzlichen Bedeckung
- Bearbeitung:** Art, Häufigkeit und Intensität der Bodenbearbeitung
- Düngung:** Form, Menge und Zeitpunkt der Düngung

Tabelle 7. Globale N-Bilanz für die Bundesrepublik Deutschland

N-Zufuhr	kg N/ha
Niederschläge	20-30
mikrobielle N-Fixierung	10-400
N-Düngung	150-250
N-Mineralisierung	50-100
N-Verluste	
pflanzlicher Entzug (Getreide, Grünfutter)	100-200
(Gras, Zuckerrüben)	200-250
Denitrifikation	20-60
gasförmige NH <sub>3</sub> -Verluste	bis 100
Auswaschung	5-~100
	0,5-~60

Quelle: Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Ref. 42 (1992)

tevermögen. Bestimmend für das Nitratrückhaltevermögen eines Standortes ist die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes und die Höhe der Grundwasserneubildung (klimatische Wasserbilanz). Eine standortspezifische Einstufung des Nitratrückhaltevermögens geht aus Abb. 6 hervor.

Einstufung der Nitrat-Auswaschungsefahr auf der Grundlage der nutzbaren Feldkapazität und der klimatischen Wasserbilanz.

Nutzbare Feldkapazität nF (Kw, mm) Bodenart	Bodentyp	mittl. Jahrl. Klimat. Wasserbilanz (KwBa, mm) "Sickerwasser"		
		< 100 sehr gering Maltal	100 - 200 gering Hildesh. Börde	200 - 300 mittel Nieders. Geest
< 50 Kies, Grobsand	Regosol Mullreuzina	c	c	c
50 - 90 Mittelsand Feinsand	Podsol Braunerde	c	c	c
90 - 140 lehmiger Sand schwach zers. Torf	Braunerde Hochmoor	b	c	c
140 - 200 sandig, schluffiger stark zers. Torf	Braunerde Niedermoor	a	b	b
> 200 lehmiger Schluff	Schwarzerde Parabraunerde	a	a	b

a, b, c = Standortgruppen  
a = geringe Auswaschungsefahr;  
b = mittlere  
c = none

Abb. 6. Übersicht über Nitratrückhaltevermögen (Bodenkundliche Kartieranleitung, Hannover, 1992).

Welche Maßnahmen oder Maßnahmenbündel die Nitratreinträge in die Gewässer reduzieren können, ist stichwortartig in Tab. 8 zusammengefaßt. Ergänzend sei zu den einzelnen Maßnahmen noch folgendes anzumerken:

**Pflanzenbedarfsgerechte Düngung:** Darunter wird, ganz allgemein ausgedrückt, die mengenmäßige und zeitliche Anpassung der Düngungshöhe eines Nährstoffes an den pflanzlichen Bedarf unter Berücksichtigung der pflanzenverfügbaren Nährstoffe im Boden verstanden. Im Falle von P, K, Mg und Cu werden für die Ermittlung der Düngungshöhe die aufgrund von Bodenuntersuchungen ermittelten Versorgungsklassen (A, B, C, D, E) zugrunde gelegt und daraus unter Berücksichtigung der Pflanzenart, der Nährstoffzufuhr durch Wirtschaftsdünger und des Ertragspotentials die entsprechenden Düngungsmengen abgeleitet. Über den aktuellen Stand der Nährstoffversorgung, am Beispiel der untersuchten Böden in Weser-Ems, informiert Abb. 7. Hieraus ist zu entnehmen, daß die überwiegende Anzahl der untersuchten Böden in der anzustrebenden Versorgungsstufe C liegt (Ausnahme: Cu), darüber hinaus aber auch 30–35% der untersuchten Böden bei P, K und Mg in den überversorgten Versorgungsstufen D und E bzw. etwa 20% in den mittleren bis niedrigen Versorgungsstufen B und A liegen. Der relativ hohe Anteil der untersuchten Böden mit den Versorgungsstufen D und E ist überwiegend auf den in einigen Regionen in Weser-Ems (z. B. Landkreise Vechta und Cloppenburg) hohen Anfall an tierischen Düngstoffen und eine zu geringe Beachtung der Nährstoffwirkung dieser organischen Dünger, örtlich aber auch auf bodenbedingte Ursachen zurückzuführen.

Indirekt ist daraus abzuleiten, daß auch die N-Zufuhr über die tierischen Düngstoffe regional zu einem nicht pflanzenbedarfsgerechten Überangebot führen kann. Jegliches Überangebot an N führt unvermeidbar zu Nährstoffverlusten (Auswaschung, Denitrifikation) bzw. auch zu höheren Einträgen in die Gewässer. Für die landwirtschaftliche Nutzfläche in der BRD ermittelte Bach (1987) im Durchschnitt der gesamten Fläche rein rechnerisch einen Bilanzüberschuß von 100 kg N/ha-Jahr (in anderen westeuropäischen Ländern z. T. noch wesentlich höher). Dieser rechnerisch ermittelte ökonomisch und ökologisch nicht vertretbare Bilanzüberschuß darf allerdings nicht einer entsprechend

*Tabelle 8. Maßnahmen zur Minderung diffuser Nitratreinträge in die Gewässer*

- Stickstoffdüngung (mineralisch und organisch) ist zeitlich und mengenmäßig dem Düngebedarf der Pflanzen anzupassen = pflanzenbedarfsgerechte Düngung
- Keine Einarbeitung von Gründüngung oder von Resten abgeernteter Futterzwischenfrüchte im Herbst (Ausnahme: Anbau von Winterung)
- Zur Sommerung Anbau von überwinterten Zwischenfrüchten (keine Leguminosen) und Untersaaten
- Keine N-Düngung im Herbst zu Wintergetreide
- Vermeidung von Grünlandumwandlung zur Ackernutzung
- Bei Neuansaat auf dem Grünland umbruchlose Verfahren bevorzugen
- Rückumwandlung von Acker in Grünland (soweit betriebswirtschaftlich vertretbar!)
- Zur Sommerung ist Frühjahrsbodenbearbeitung der Herbstbodenbearbeitung vorzuziehen
- Keine Gülle-, Stallmist- und Jauchedüngung zur Strohverrottung ohne Zwischenfruchtanbau
- Verbesserung der Ausbringungstechnik
- Bevorzugen von Fruchtfolgen, die die Nitratauswaschung verhindern
- Grünland nach Weidegang abschleppen (Vermeidung von N-Konzentrationsnestern)
- Flüssigdüngung nicht auf tiefer gefrorenen und stärker schneebedeckten Boden aufbringen (Gefahr der Abschwemmung und evtl. Pflanzenschäden)
- Schaffung von ausreichend bemessenen Speicherbehältern zur Lagerung von Flüssigdüngung – Viehhaltungsbetriebe mit sommerlichem Weidegang Lagerraum für 4–5 Monate, bei ganzjähriger Stallhaltung für 8–10 Monate erforderlich
- Beachtung der Gülleverordnung
- Reduzierte Bodenbearbeitung auf Böden mit hohem N-Mineralisierungspotential (z. B. Niedermoorböden, ggf. Umwandlung in Grünland [extensiv])

- Anlegen von N-Düngerfenstern auf der Fläche
- Erstellung von Nährstoffbilanzen, EDV-Düngeprogrammen, Führung von Schlagkarteien
- Einsatz von nitrifikationshemmenden Stoffen

(in Anlehnung an Hamm, 1991)

hohen N-Auswaschung gleichgesetzt werden, da je nach Standort- und Nutzungsbedingungen überschüssige N-Anteile auch vorübergehend oder längerfristig organisch festgelegt bzw. auch denitrifiziert werden können.

In der Abb. 8 wird exemplarisch dargestellt, wie durch pflanzenbedarfsgerechte Düngung (Versuchsergebnisse) im Vergleich zur Düngung in Praxisflächen die  $N_{min}$ -Werte (Rest- $N_{min}$  am Ende der Vegetationszeit) in verschiedenen Kulturen abgesenkt werden können und damit die potentielle Auswaschungsgefahr an Nitrat vermindern (Lorenz, 1992).

Die folgenden Darstellungen belegen aufgrund von Rest- $N_{min}$ -Untersuchungen im Rahmen des Nitratraster-Untersuchungsprogramms (Baumgärtel et al., 1990) die Wirkung von Zwischenfrüchten (Abb. 9) und die Wirkung der einzelnen Kulturarten (Acker, Grünland, Forst, Naturschutz, Gartenbau/Baumschulen) (Abb. 10) auf die potentiellen Nitratausträge in tiefere Bodenschichten. Werte unter 50 kg  $N_{min}$ /ha bedeuten eine geringe, von 50–100 kg/ha eine mittlere, über 100 kg/ha eine höhere Auswaschungsgefahr an Nitrat.

Zahlreiche weitere Versuche und Untersuchungen ( $N_{min}$ ), auf die hier nicht näher eingegangen werden kann, haben gezeigt, daß bei konsequenter Umsetzung des o. a. Maßnahmenkataloges die Nitratrestmengen am Ende der Vegetationszeit bis auf unvermeidliche boden- und witterungsabhängige Basiswerte abgesenkt werden können. Eine Herabsetzung der  $N_{min}$ -Werte im Spätherbst vor Eintritt der winterlichen Sickerwasserperiode wird sich relativ kurzfristig im Dränwasser, mittel- bis längerfristig je nach Ausgangsgestein, Bodenart, Sickerwasserrate und Höhe des mittleren Grundwasserstandes aber auch auf die Nitratgehalte im oberflächennahen Grundwasser auswirken. Dabei ist für die

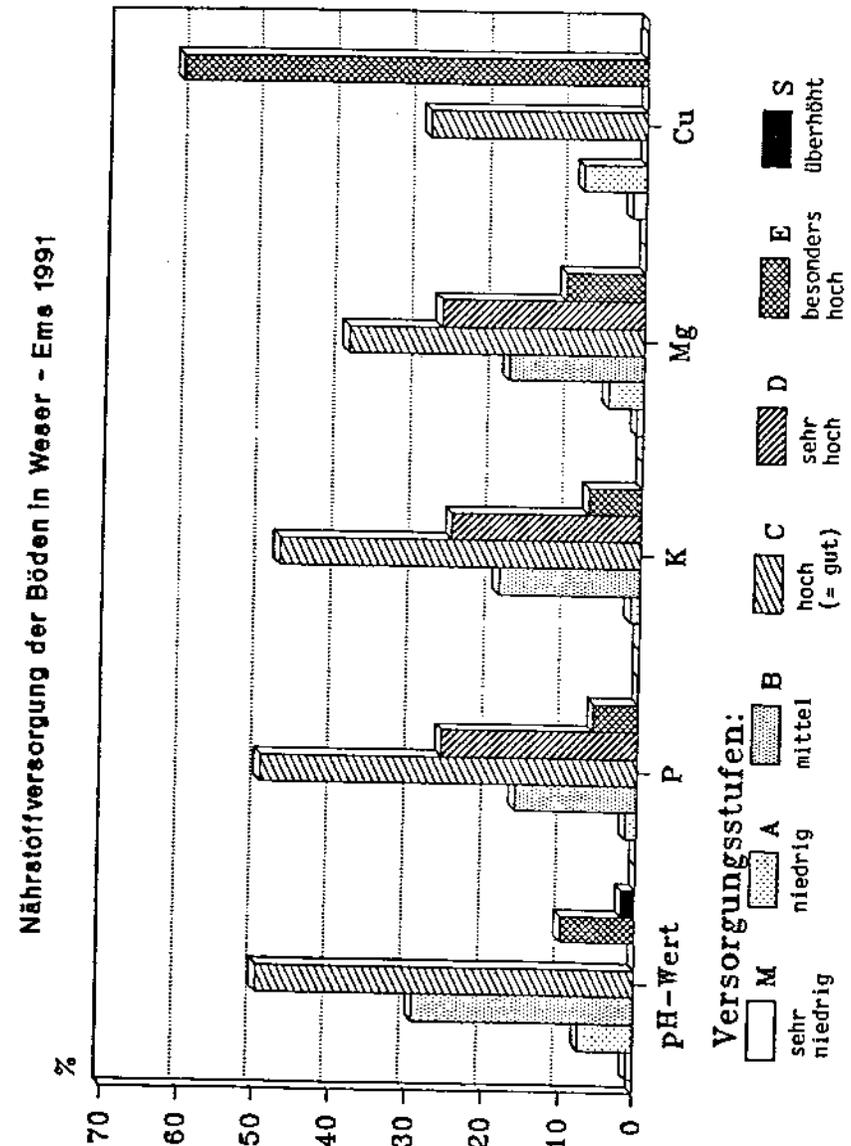


Abb. 7. Nährstoffversorgung der Böden in Weser-Ems (LUFA Oldenburg).

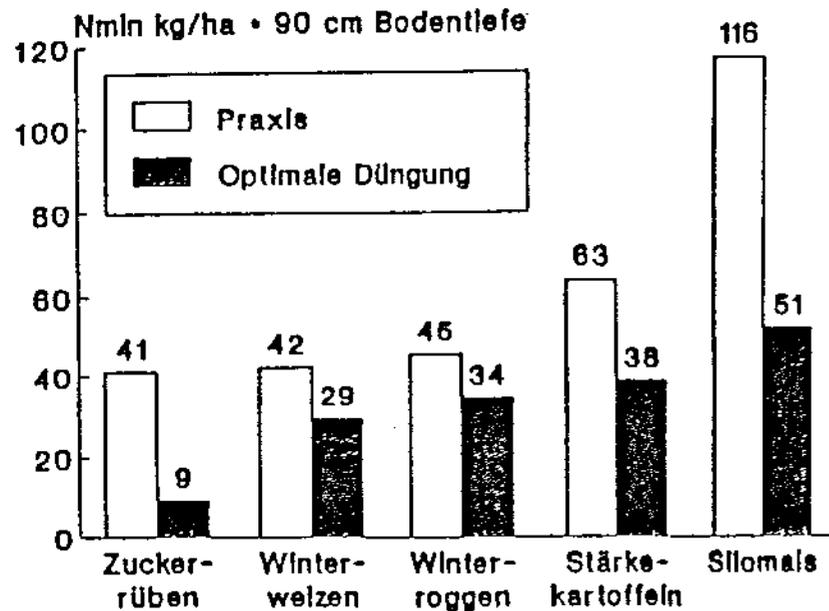


Abb. 8. N<sub>min</sub>-Gehalte nach der Ernte bei optimaler Düngung und im Mittel in der Praxis (Lorenz, 1992).

vertikale Bodenpassage in der ungesättigten Bodenzone eine Verlangsamungsgeschwindigkeit in Sandböden im Mittel von etwa 3 m/Jahr, bei Lehm Böden 1 m/Jahr und bei Tonböden 0,3 m/Jahr anzulegen (Hamm, 1991). Für den Eintrag in Fließgewässer ist zusätzlich die laterale Fließstrecke zu berücksichtigen.

Abschließend sei darauf hingewiesen, daß höhere NO<sub>3</sub>-Einträge über die diffusen Quellen aus landwirtschaftlich genutzten Böden nicht nur in Abhängigkeit von derzeitigen Bewirtschaftungsfaktoren wie Fruchtart, Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Düngung gesehen werden dürfen, sondern im Laufe der letzten Jahrzehnte sicher auch mit auf eine bewußt angestrebte Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit zurückzuführen sind. Die ständige Krumenvertiefung, von 20–25 cm in den 50er Jahren auf derzeit etwa 30–35 cm, führte zwangsläufig zu höheren Humus-

### Einfluß der Zwischenfrüchte bei Getreideanbau auf N<sub>min</sub>-Mengenbereiche

(Weser-Ems)

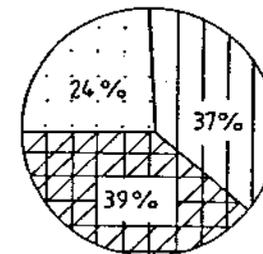
N<sub>min</sub>: NO<sub>3</sub>-N und NH<sub>4</sub>-N (kg/ha)

Tiefe: 0 – 90cm

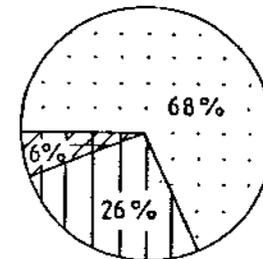
Termine: Nov. 1985, Nov. 1986, Nov. 1987

n: Anzahl der Untersuchungsflächen

N<sub>min</sub> kg/ha:



ohne Zwischenfrucht  
n: 41



mit Zwischenfrucht  
n: 31

Abb. 9. Einfluß der Zwischenfrüchte bei Getreideanbau auf N<sub>min</sub>-Mengenbereiche (LWK Weser-Ems, 1988).

## Einfluß der Kulturarten auf $N_{min}$ -Mengenbereiche (Niedersachsen)

$N_{min}$ :  $NO_3$ -N und  $NH_4$ -N (kg/ha)

Tiefe: 0 - 90cm

Termine: Nov. 1985, Nov. 1986, Nov. 1987

n: Anzahl der Untersuchungsflächen

$N_{min}$  kg/ha:

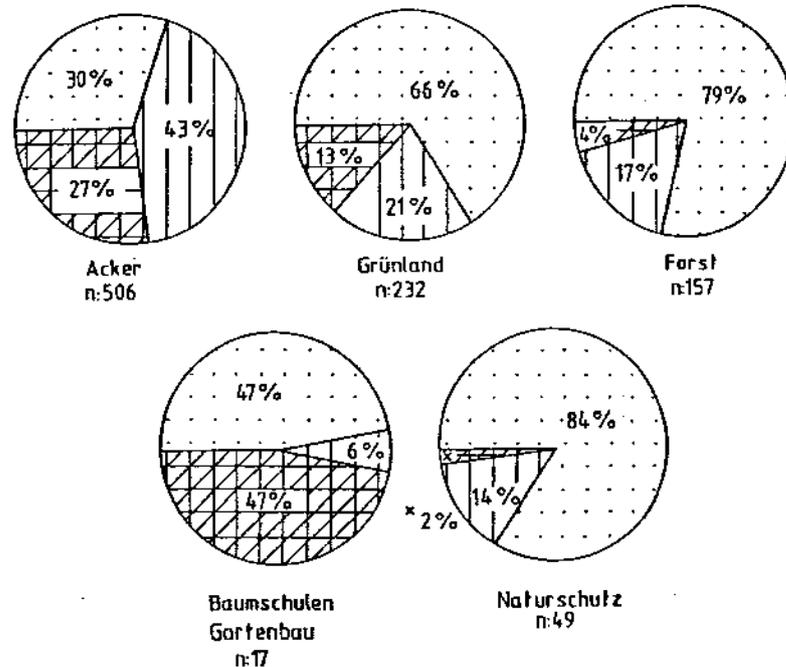
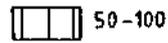


Abb. 10. Einfluß der Kulturarten auf  $N_{min}$ -Mengenbereich (LWK Niedersachsen, 1988).

mengen bzw. N-Mengen in der Krume, entsprechend zu einem höheren natürlichen Stickstoff-Mineralisierungspotential.

Als weiteren möglichen Einflußfaktor auf die Höhe der Stoffeinträge in die Gewässer sei letztlich auch auf die Dichte des Grabensystems bzw. den Anteil der gedränten Flächen in einem Gewässereinzugsgebiet hingewiesen.

Auch sind bei dieser zeitlich zurückgehenden Betrachtung die hohen N-Mineralisierungsschübe bei Umwandlung von Grünland in Ackerland zu beachten (mehr als 1 Mill. ha seit 1950, nach Hamm, 1991).

### Zusammenfassung

Diffuse Nährstoffeinträge in die Gewässer werden durch eine Vielzahl von Einflußfaktoren bestimmt. Maßnahmen zur Minderung der Stoffeinträge in die Gewässer sollten entsprechend nicht nur nach einer Ursache, sondern nach mehreren Ursachen ausgerichtet werden (Maßnahmenbündel!). Im Fall von Nitratreinträgen in die Gewässer sind Reduzierungsmaßnahmen besonders auf Standorten mit geringem Nitratrückhaltevermögen (niedrige nutzbare Feldkapazität) bei zugleich hoher Sickerwasserrate (hohe klimatische Wasserbilanz) als vordringlich einzustufen. Diffuse Phosphateinträge in die Gewässer können sporadisch durch Bodenabschwemmung insbesondere auf erosionsgefährdeten Flächen auftreten. Eine Verringerung dieser Einträge ist durch Erosionsschutzmaßnahmen zu erreichen. Die Phosphateinträge über die Bodenpassage in die Gewässer sind aufgrund der schnellen Umwandlung und Bodenbindung der Düngerphosphate in der Krume weitgehend natürlichen, bodenbedingten, bewirtschaftungsunabhängigen Basisfrachten zuzuordnen (Ausnahme: kultivierte Hochmoore).

## Literatur

- Auerswald, K. u. F. Schmidt (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. GLA – Fachbereich 1, München.
- Auerswald, K. (1989): Predicting nutrient enrichment from long-term average soil loss and a proposed T2 value for evaluating erosion effects on water quality. *Catena* (eingereicht).
- Bach, M. (1987): Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Göttinger Bodenkundliche Berichte 1993.
- Bandmann, U. u. R. Raderschall (1992): Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Hunte. Diffuse Stoffeinträge, Abschlußbericht Nr. 9.1 Universität Oldenburg.
- Baumgärtel et al. (1990): Düngungsgewohnheiten kritisch überprüfen. *Landwirtschaftsblatt Weser-Ems*, Nr. 3.
- Firk, W. u. H. F. Gegenmantel (1986): Nährstoffquellen – Einführung, Übersicht, Größenordnungen. In: *Wasser – Abwasser – Abfall – Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität – Gesamthochschule Kassel*, 1. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium; 8–25.
- Foerster, P. u. H. Neumann (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands. *Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamt in Hildesheim*, Heft 7.
- Foerster, P., B. Scheffer u. H. Neuhaus (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest. *Z. Dt. Geol. Gesellsch.* 136: 497–504.
- Hamm, A. (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. *Academia-Verlag, St. Augustin*.
- Landwirtschaftskammer Weser-Ems (1991): Statistik Boden 1991. *Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt der Landwirtschaftskammer Weser-Ems*, 1 S.
- Lorenz, F. (1992): Gülledüngung mit ergänzenden Mineral-N-Gaben zur Erzielung optimaler Erträge bei niedrigem Nitrataustrag. *Göttinger Bodenkundliche Berichte*, 99.
- Niedersächsisches Umweltministerium (1990): *Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen*. Niedersächsisches Umweltministerium.
- Schwertmann, U. (1973): Der landwirtschaftliche Anteil am Phosphateintrag in Gewässer (Literaturübersicht) und die Bedeutung des Bodens hierfür. *Wasser- und Abwasserforschung* 6, 90–195.
- StAWA Brake (1992): Mitteilung des Staatlichen Amtes für Wasser und Abfall, unveröffentlicht.

# Wasserwirtschaft und Landwirtschaft: Gemeinsame Lösungsansätze zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft

Volker Mohaupt<sup>1</sup> und Hans-Peter Wodsak<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Umweltbundesamt, Berlin

<sup>2</sup>Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn

## Einführung

Zur Verbesserung des Gewässerschutzes im Verursacherbereich Landwirtschaft ist es erforderlich, den Dialog zwischen den beteiligten Gruppen aus den Bereichen Wissenschaft, Verwaltung und Praxis zu verstärken. Der Dachverband »Agrarforschung« und drei Gesellschaften der Wasserforschung führten zu diesem Zweck am 24. und 25. März 1993 eine Arbeitstagung durch, auf der ein gemeinsames Positionspapier mit sechs allgemeinen Thesen und 11 daraus abgeleiteten Forderungen und Lösungsansätzen beschlossen wurde (1). Der Vortrag stützt sich bewußt auf das Ergebnis dieser Tagung, auf der nicht nur Forderungen an die Landwirtschaft gestellt wurden, sondern auch die Unterstützung der Politik und eine kooperative Zusammenarbeit von Land- und Wasserwirtschaft angemahnt wurden.

## 1. Problemlage

### Nährstoffe:

Die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor können in den Oberflächengewässern und Meeren bei hohen Einträgen verstärktes Algenwachstum erzeugen, was wiederum Sauerstoffdefizite, Fischsterben, Einschränkungen für die Nutzung zur Trinkwasseraufbereitung und allergische Reaktionen bei Badenden zur Folge haben kann. Ferner können Ammoniak und Nitrit auf Wasserorganismen sowie Nitrat auf den Menschen toxisch wirken.

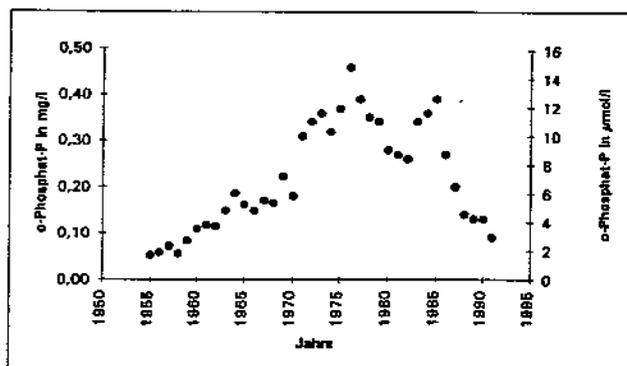
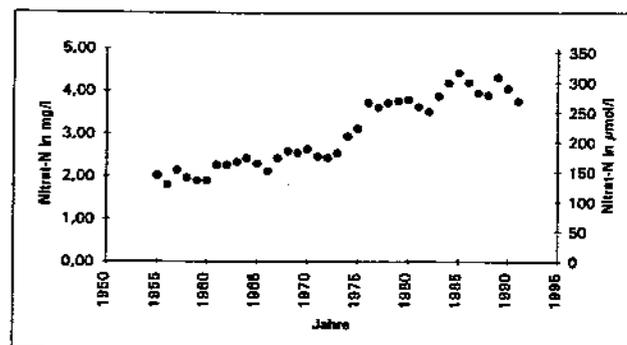
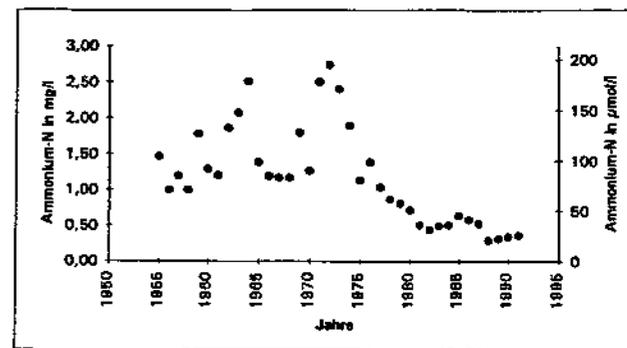
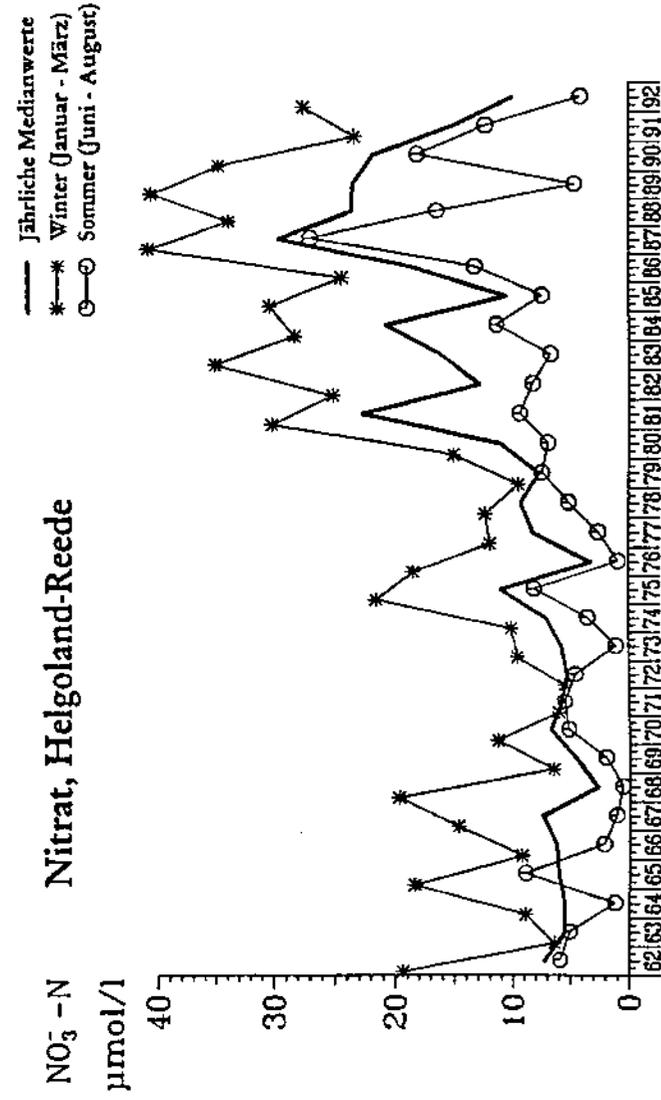


Abb. 1. Ammonium-, Nitrat- und Phosphat-Konzentrationen ( $NH_4$ ) im Wasser des Rheins bei Lobith (deutsch-niederländische Grenze) 1955–91.

(Quellen: 171, 191)

In einer »Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern« (2) wurden für Nitrat, Ammonium und Phosphor Qualitätsziele von 25 mg/l  $\text{NO}_3$  (Schutzgut »Trinkwasser«), 0,4 mg/l  $\text{NH}_4$  (Schutzgut »Aquatische Lebensgemeinschaften«) bzw. 0,16–0,2 mg/l Gesamt-P (Schutz vor Eutrophierung) abgeleitet, auf deren Grundlage von der Internationalen Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR) bereits Zielvorgaben für den Rhein für Phosphor (0,15 mg/l Gesamt-P) und für Ammonium (0,2 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N} = 0,26 \text{ mg/l NH}_4$ ) verabschiedet wurden. Die Zielvorgaben der Studie werden beim Nitrat an etwa 30% der Fließgewässermeßstellen in Deutschland deutlich überschritten, beim Ammonium an 70%, beim Phosphor an 60%. Die Konzentrationen an gelöstem anorganischen Stickstoff und Phosphat waren im Niederrhein nach 1950 etwa auf das Sechs- bis Achtfache gestiegen (Abb. 1). Während durch verbesserte Abwässerklärung und den Einsatz von Waschmittelphosphaten die Ammonium- und die Phosphatgehalte erheblich verringert werden konnten, ist ein Absinken der Nitratgehalte, die überwiegend durch landwirtschaftliche Einträge verursacht werden, nicht festzustellen. In der Deutschen Bucht (Station Helgoland-Reede) haben sich die Nitratkonzentrationen zwischen 1976 und 1988 verdoppelt (Abb. 2). Ein Vergleich der Gewässergütekarten für Fließgewässer von 1975 und 1990 zeigt deutliche Verbesserungen in den Regionen, die durch kommunale und industrielle Einleitungen geprägt sind. Dagegen hat sich die Wassergüte in einigen kleinen Flüssen des Weser- und Emsgebietes um eine Stufe verschlechtert. Das ist ein Zeichen dafür, daß bei sinkender Gesamtbelastung der Gewässer der Anteil der Landwirtschaft gestiegen ist.

Von den Nährstoffeinträgen stammten 1987–89 45% des Stickstoffs und 30% des Phosphors aus der Landwirtschaft. Während es bei den übrigen Quellen (insbesondere bei kommunalen Kläranlagen) bis 1995 voraussichtlich gelingen wird, die Einleitungen von Phosphor um 65% und von Stickstoff um 35% zu senken, kann im landwirtschaftlichen Bereich bestenfalls mit einer Reduktion um 15 bis 20% bei beiden Nährstoffen gerechnet werden. Damit wird Deutschland die bei der 3. Nordseeschutzkonferenz und der Internationalen Rheinschutzkommission eingegangenen Verpflichtungen zur 50%-igen Reduzierung der Einträge bei Stickstoff nicht erreichen (Abb. 3, 4).



Quelle: HICKEL et al., in Druck

Abb. 2. Nitratkonzentrationen in der Deutschen Bucht bei Helgoland. Jährliche Medianwerte sowie Winter- und Sommerwerte (Mediane) für die Jahre 1962–1992.

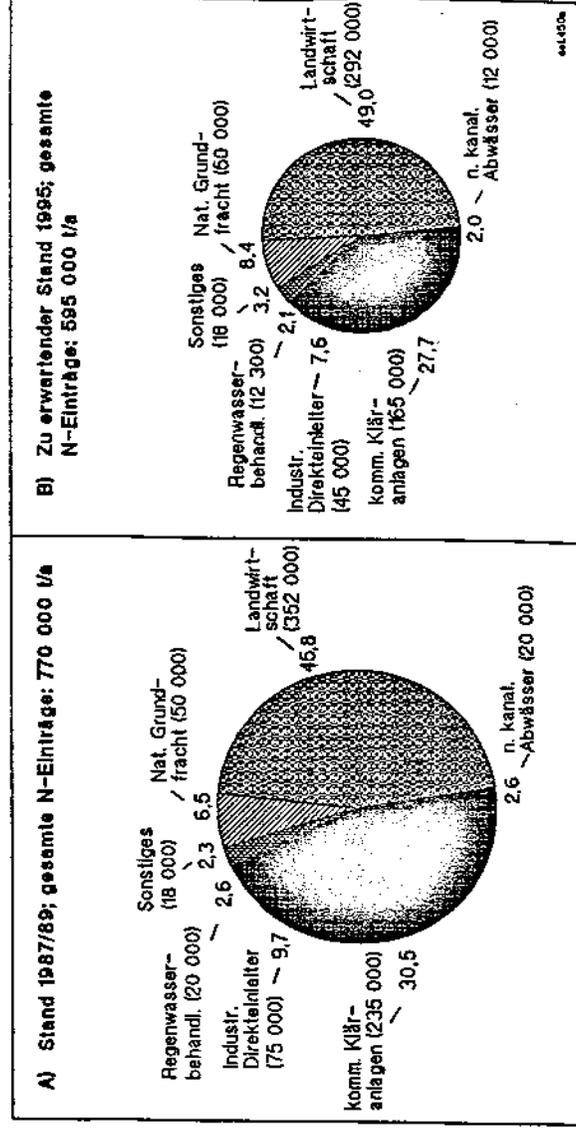


Abb. 3. Stand und Verminderungspotential der N-Einträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland (aus 2).

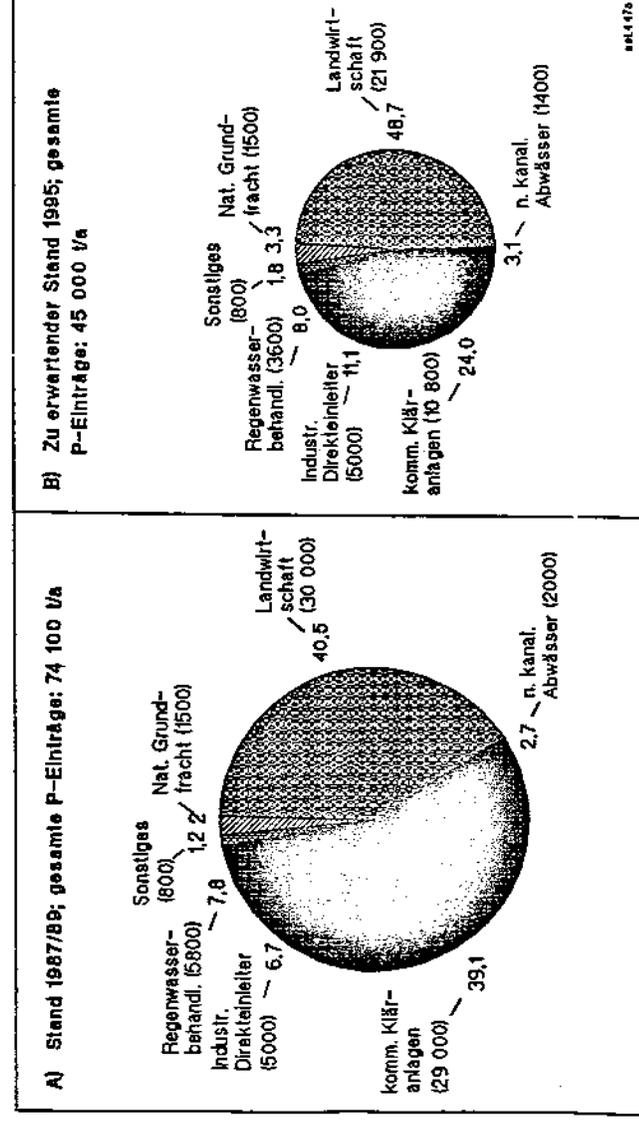


Abb. 4. Stand und Verminderungspotential der P-Einträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland (aus 2).

In der Landwirtschaft haben sich die Erträge zwischen 1950 und heute verdoppelt. Dies entspricht in etwa einem jährlichen Nährstoffentzug von 120 kg N/ha und 7 kg P/ha. Der Düngemiteleininsatz hat sich im gleichen Zeitraum bei Stickstoff von ca. 40 auf ca. 115 kg N/ha (1990) fast verdreifacht, bei Phosphor von 13 auf 24 kg P/ha (1989) verdoppelt. Inwieweit der sich neuerdings abzeichnende Rückgang beim Phosphor (19 kg P/ha 1990) eine Trendwende anzeigt, bleibt abzuwarten. Durch die Importe von Futtermitteln werden jährlich zusätzlich Nährstoffmengen von 30 kg N/ha und 13 kg P/ha in die Landwirtschaft eingebracht. Insgesamt ergeben sich somit zur Zeit Bilanzüberschüsse von ca. 100 kg/ha Stickstoff (5) und ca. 25 kg/ha Phosphor (6). Diese Bilanzüberschüsse in der Größenordnung des Ernteentzuges sind sowohl unökonomisch als auch ökologisch nicht vertretbar. Sie sind eine der wichtigsten Ursachen für die Gewässerbelastungen mit Nährstoffen aus der Landwirtschaft.

#### **Pflanzenschutzmittel:**

Für den Umweltschutz werden Pflanzenschutzmittel (PSM) insbesondere dann relevant, wenn sie in Gewässern auftreten. Bei rund 130 000 Untersuchungen sind in Deutschland ca. 14 800 mal Pflanzenschutzmittel zu jeweils etwa einem Drittel in Trinkwasser, Grund- und Quellwasser sowie in Oberflächenwasser einschließlich Uferfiltrat und angereichertem Grundwasser nachgewiesen worden. Davon überschritten 4 700 Funde den Trinkwassergrenzwert von 0,1 µg/l pro Einzelsubstanz. Im Gewässer auftretende PSM können die aus wasserwirtschaftlicher Sicht bedeutenden Schutzgüter Trinkwasserversorgung, aquatische Lebensgemeinschaften und die Fischerei gefährden.

Nach Steigerungen in den vorangegangenen Jahren wurden zwischen 1980 und 1991 in der Bundesrepublik Deutschland pro Jahr 2,9 kg/ha PSM-Wirkstoffe verwendet. Insgesamt beliefen sich die Verkäufe im alten Bundesgebiet auf rund 30 000 t/a, wobei Herbizide eine fallende und Fungizide eine steigende Tendenz aufweisen. Statistische Angaben über die Aufbringungsmengen in diesem Zeitraum, die nach Anbauart, Fruchtfolge und Standort zum Teil erheblich variieren, liegen dem Umweltbundesamt nicht vor.

Auf der 3. Nordseeschutzkonferenz 1990 hat sich Deutschland verpflichtet, eine Reihe wassergefährdender Pflanzenschutzmittel zu ver-

bieten bzw. nicht zuzulassen. Diese Verpflichtung ist weitgehend erfüllt. Das bekannteste Verbot betraf Atrazin. Die Verpflichtung, die Einträge weiterer Pflanzenschutzmittel bis 1995 gegenüber 1985 um 50 % zu senken, kann voraussichtlich nicht erfüllt werden, da sich der Einsatz insgesamt bisher nicht vermindert hat.

#### **Forderungen und Lösungsansätze**

##### **1. Ordnungsgemäße Landwirtschaft aus Sicht des Gewässerschutzes**

**Es wird festgestellt, daß der Wissensstand darüber, welche Maßnahmen in der Landwirtschaft geeignet sind, die Gewässerbelastung zu vermindern, weit fortgeschritten ist. Der Mangel besteht in der Umsetzung der vorliegenden Erkenntnisse, Empfehlungen und Beschlüsse. ([1], These 4)**

Die Inhalte einer »ordnungsgemäßen Landwirtschaft« sind insbesondere durch den Beschluß der Landwirtschaftsministerkonferenz 1988 (Grundsätze einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung) definiert und festgeschrieben. Die »gute fachliche Praxis« ist gemäß PflSchG, § 6, Abs. 1 vom 15.09.1986 und Düngemittelgesetz, § 1a, Abs. 2 vom 18.07.1989 geregelt. Zur Durchsetzung gewässerschützender Strategien in der Landwirtschaft ist eine Ausfüllung dieser Regeln und eine effiziente Umsetzung vor allem durch verstärkte Beratungstätigkeit zu fordern.

Aus der Sicht des Gewässerschutzes muß eine ordnungsgemäße Landwirtschaft folgendes gewährleisten:

- Bei Oberflächengewässern, die zur Trinkwassergewinnung herangezogen werden, ist eine Beschaffenheit zu fordern, bei der die Trinkwassergewinnung mit naturnahen Aufbereitungsverfahren möglich ist ([1], Forderung 6). Dazu müssen Zielvorgaben für die Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln eingeführt und eingehalten werden.
- Gewässerökosysteme als Teile des Naturhaushaltes dürfen nicht nachhaltig durch landwirtschaftliche Tätigkeit geschädigt werden ([1], Forderung 7). Für die stofflichen Belastungen von Gewässern bedeutet dies, daß Zielvorgaben zum Schutzgut aquatische Lebensgemein-

schaften eingeführt und eingehalten werden. Außerdem sollten mechanische Eingriffe in die Gewässer wenn möglich vermieden werden.

- Die Wiederherstellung der natürlichen Funktionsfähigkeit der Auenbereiche ist anzustreben ([1], Forderung 8).

## 2. Düngemittelanwendung

Die rechtlichen Regelungen zur Düngemittelanwendung müssen sicherstellen, daß die Überschüsse bei Stickstoff und Phosphor umgehend und wirksam reduziert werden. So sollte bei Stickstoff mittelfristig der durchschnittliche Überschuß in der Bundesrepublik von derzeit ca. 100 kg/ha auf unter 50 kg/ha gesenkt werden ([1], Forderung 3).

Dieser Wert wäre ohne ökonomische Einbußen bereits heute erreichbar (3). Dazu ist die Düngung unter Berücksichtigung aller Stickstoffeinträge (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, symbiotische Luftstickstoffbindung), des Nährstoffgehaltes im Boden und des Pflanzenbedarfs zu optimieren.

Voraussetzung dafür ist eine Stickstoffbilanzierung auf den Ebenen:

- Gesamtbetrieb (Hofbilanz - Abb. 5)
- Flächenbilanz (Abb. 6)
- Stallbilanz (Abb. 7)

Auf dieser Basis kann der landwirtschaftliche Betrieb effiziente Nährstoffsparmöglichkeiten entwickeln, die auch sein Betriebsergebnis verbessern helfen ([1], Forderung 2). Über die Flächenbilanz und die gemessenen Nährstoffgehalte im Boden sollte schlagweise zur Kontrolle Buch geführt werden. Detaillierte Ausführungshinweise dazu gibt die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft in einer ca. 40seitigen Schrift »Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat« (4).

Da beim Stickstoff der Eintrag in die Oberflächengewässer hauptsächlich über das Grund- und Drainwasser erfolgt, ist langfristig anzustreben, daß die Konzentration im Sickerwasser beim Verlassen der durchwurzelten Bodenzone unter 25 mg Nitrat/l liegt. Sollte dieser Wert nicht überall erreicht werden, sind für die Düngung mit Stickstoff in Abhängigkeit von der Bodenart und den klimatischen Verhältnissen

N-Zukauf	N-Verkauf
+ Mineraldünger + Saatgut + Zukauf-Futtermittel + Zukauf von Vieh	+ Pflanzliche Produkte + Tierische Produkte
$\Sigma$ Zukauf	$\Sigma$ Verkauf

$$N\text{-SALDO} = \Sigma \text{ Zukauf} - \Sigma \text{ Verkauf}$$

Abb. 5. Erfassungsgrößen der Betriebsbilanz (Hofbilanz; aus 4).

N-Zufuhr	N-Abfuhr
+ Mineraldünger + Wirtschaftsdünger + Saatgut + (Symbiotische N-Bindung)	+ Abfuhr mit Erntegut
$\Sigma$ Zufuhr	$\Sigma$ Abfuhr

$$N\text{-SALDO} = \Sigma \text{ Zufuhr} - \Sigma \text{ Abfuhr}$$

Abb. 6. Erfassungsgrößen der Flächenbilanz (aus 4).

N-Zufuhr	N-Entzug
+ Zukauf-Futtermittel + Betriebs-Futtermittel + Stroh, Blatt + Zukauf von Vieh	+ Tierische Produkte + Verkauf von Vieh
$\Sigma$ Zufuhr	$\Sigma$ Entzug

$$N\text{-SALDO} = \Sigma \text{ Zufuhr} - \Sigma \text{ Entzug}$$

Abb. 7. Glieder der Stall N-Bilanz (aus 4).

Obergrenzen einzuführen, die das Einhalten der geforderten Stickstoffkonzentration im Sickerwasser garantieren. Gegebenenfalls müßten Kulturen bzw. Fruchtfolgen mit hohem Austragsrisiko auf austragsgefährdeten Standorten verboten werden.

Zur Verringerung der Phosphorbelastungen ist es ebenfalls erforderlich, den gegenwärtigen Bilanzüberschuß zu reduzieren. Ziel sollte es sein, mittelfristig 5 kg P/ha zu erreichen. Auf Grund der neuesten Phosphordüngerverkaufsmengen, die das Niveau der späten 50er Jahre haben, erscheint dieses Ziel durchaus erreichbar.

In besonders sensiblen Gebieten ist der ökologische Landbau zu fördern, da er aufgrund weitgehend geschlossener Stoffkreisläufe und einer günstigeren Energiebilanz im Vergleich mit konventionellen Betrieben die Umwelt weitaus weniger belastet.

Gülle muß zur Bodenverbesserung und pflanzenwirksam als Nährstoff eingesetzt werden. Dazu muß die Tierproduktion an die Fläche gebunden werden. Es sollten weniger als 2 DE/ha ausgebracht werden, und die Lagerkapazität muß so groß sein, daß die Gülle zum Zeitpunkt des optimalen Pflanzenbedarfes ausgebracht werden kann. Für Betriebe mit ganzjähriger Stallhaltung kann das durchaus 1 Jahr Lagerkapazität bedeuten. Die mittels der Gülle auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen aufgebrachten Nährstoffmengen sind bei den Nährstoffbilanzen zu berücksichtigen.

Weiterhin sind spezielle Regelungen für die Behandlung von Abwasser aus der Tierproduktion sowie für den Umgang mit Hofabwässern zu erarbeiten.

### 3. Erosionsschutz

**Stoffeinträge in die Gewässer infolge Bodenerosion (vor allem Phosphat und Pflanzenschutzmittel) sind durch erosionsmindernde Anbauverfahren sowie Maßnahmen der Flurgestaltung zu verhindern oder weitgehend zu minimieren. Gewässerrandstreifen allein erfüllen diese Aufgabe nicht ausreichend. Wegen ihrer wichtigen Biotop- und Abstandsfunktion sind sie jedoch erforderlich. ([1], Forderung 4)**

Obwohl die Ursachen der Bodenerosion weitgehend erforscht und eine Vielzahl von Maßnahmen zum Erosionsschutz abgeleitet und be-

kannt sind, mangelt es auch hier an der praktischen Umsetzung der Erkenntnisse. Erosionsanfällige Böden müssen als Bodenschutzgebiete ausgewiesen werden. Zur Risikobewertung ist die Festsetzung von Obergrenzen für tolerierbare Bodenabträge erforderlich. Die landwirtschaftliche Beratung muß Zugang zu Erosionsprognosekarten haben, um anhand abgestufter Handlungsanleitungen Maßnahmen gegen die Überschreitung des tolerierbaren Bodenabtrages empfehlen zu können. Daher sind für die landwirtschaftliche Praxis einfache und leicht handhabbare Methoden zur Feststellung des tatsächlichen Bodenabtrages zu entwickeln, aus denen erkennbar ist, welche Flächen besonders gefährdet sind und welche Maßnahmen zum Bodenschutz durchgeführt werden sollten.

Ein wichtiges Mittel ist die Mulchsaat, bei der mit geringer Bearbeitungsintensität in eine Zwischenfrucht (z. B. Senfgras) hineingesät wird. Hierdurch ist der Boden nahezu durchgehend mit Pflanzen bedeckt. Das mindert sowohl den P-Austrag um bis zu 80% (Auerswald, in [1]) als auch über die N-Aufnahme durch die Zwischenfrucht die Stickstoffauswaschung.

### 4. Pflanzenschutzmittelanwendung

**Die Gewässerbelastung durch Eintrag von Pflanzenschutzmitteln ist durch Aufwandsminderung nach den Grundsätzen des integrierten Pflanzenschutzes sowie durch Entwicklung und Anwendung umweltverträglicher Wirkstoffe – vor allem hinsichtlich ihrer Abbaubarkeit zu unschädlichen Metaboliten –, den Einsatz adäquater Landtechnik sowie die Einhaltung von Abstandsregelungen und eine ordnungsgemäße Entsorgung von Pflanzenschutzmittelresten zu reduzieren. ([1], Forderung 5)**

In diesem Sinne ist insbesondere die unsachgemäße Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zu vermeiden. Im einzelnen sind die Abstandsregelungen strikt einzuhalten, und es ist sicherzustellen, daß PSM-Rest- und Reinigungsbrühen ordnungsgemäß entsorgt und nicht in die Gewässer abgegeben werden können. Eine Hilfsmaßnahme besteht z. B. darin, die Reinigungsbrühe in den Gülletank zu geben, wenn eine

ordnungsgemäße Entsorgung unmöglich erscheint. Noch vorteilhafter wäre aber die Einrichtung zentraler Reinigungsstellen.

Es sollten neben regelmäßigen Kontrollen der Geräte zur PSM-Ausbringung auch Kontrollen der Aufbewahrung der PSM und der Entsorgung durchgeführt werden. Bei wiederholten Verstößen muß der Pflanzenschutzmittelsachkundenachweis entzogen werden können.

Verfahren des integrierten Landbaus sind flächendeckend anzuwenden. Der ökologische Landbau ist aufgrund des generellen Verzichts auf naturfremde PSM-Wirkstoffe insbesondere in sensiblen Gebieten zu fördern (1; Forderung 10). Wenn umweltschonende Verfahren bekannt sind, die einen ähnlich guten Pflanzenschutz erlauben (z. B. die Nutzung der Allelopathie oder die mechanische Wildkrautbekämpfung beim Mais), sind die Anwendungsmengen von Pflanzenschutzmitteln sukzessive zu senken bzw. ist ganz auf die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zu verzichten.

Drainierte Flächen sollten zukünftig gegenüber den Wasserbehörden ausgewiesen und ggf. mit Anwendungsbeschränkungen für Pflanzenschutzmittel belegt werden. Anzustreben ist ferner die Weiterentwicklung von Applikationsverfahren, um die Abtrift zu minimieren.

## 5. Motivierung der Landwirtschaft

**Da die Landwirtschaft nicht vergleichbaren Zulassungsverfahren unterliegt wie Industriebetriebe, kommt es bei der Umsetzung wasserwirtschaftlicher Erkenntnisse darauf an, den Informationsstand der Landwirte zu verbessern, die Kooperation mit den Wasserbehörden herzustellen und ökonomische Einbußen auszugleichen.**

### 5.1 Beratung

**Die Information der Landwirtschaft über emissionsmindernde Maßnahmen ist ganz allgemein und im besonderen unter dem Aspekt des Gewässerschutzes zu intensivieren. Hierzu sind geeignete Instrumente der Beratung verstärkt auszubauen bzw. zu nutzen. Vorrangig und unverzüglich sind jene emissionsmindernden Maßnahmen umzusetzen, die zugleich das Betriebsergebnis verbessern und somit im urei-**

**gensten Interesse der Landwirtschaft liegen. Allein in diesem Bereich bestehen erhebliche Möglichkeiten zur Gewässerentlastung (z. B. Vermeidung von unwirtschaftlichem Düngereinsatz) ([1], Forderungen 1 und 2)**

Für die Beratung sind die Verfahren der gewässerschonenden Landwirtschaft (z. B. Düngemittelbilanzierung, mechanischer und biologischer Pflanzenschutz, Erosionsschutz, Gewässerrandstreifen, Gülleeinarbeitung, Extensivierungsstrategien) allgemeinverständlich zusammengefaßt in Broschüren und Faltblättern zu publizieren.

Auf Grundlage bereits bestehender Musterbetriebe sollte ein Netz subventionierter Präsentationsbetriebe aufgebaut werden, in denen eine Landwirtschaft unter dem Gesichtspunkt des Gewässerschutzes beispielhaft für die Region erprobt und betrieben wird. Diese Präsentationsbetriebe sollten gleichzeitig als Zentren der Beratung dienen, von denen aus eine regelmäßige Information der übrigen Betriebe hinsichtlich Bewirtschaftung, Fruchtfolgen, Stickstoffbedarfsberechnungen usw. erfolgt.

### 5.2 Kooperation zwischen Land- und Wasserwirtschaft

**Die Kooperation zwischen Landwirten und Wasserversorgern zum Trinkwasserschutz in den Wasserschutzgebieten sollte schrittweise zu einem flächendeckenden Gewässerschutz in der Landwirtschaft ausgebaut werden. ([1], These 3)**

Hierfür sind zunächst bevorzugt sensible Gebiete (durchlässige Standorte, Gewässerrandstreifen, erosionsgefährdete Flächen) auszuwählen. Als Partner auf wasserwirtschaftlicher Seite sollte neben den Wasserversorgungsunternehmen in den Trinkwasserschutzgebieten für die übrigen Gebiete den Wasserbehörden das Mitentscheidungsrecht über Entschädigungszahlungen eingeräumt werden.

### 5.3 Ökonomische Maßnahmen

**Die allgemeinen Rahmenbedingungen für die Landwirtschaft sind so zu gestalten, daß sie den Zielen des Gewässerschutzes nicht entgegenwirken. ([1], These 5)**

**Ein Negativbeispiel sind die Flächenstilllegungsprogramme. Sie müssen neben den Aspekten der Marktenlastung stets auch in beson-**

derer Weise den Belangen des Umwelt-/ Gewässerschutzes Rechnung tragen. Kurzfristig angelegte Flächenstillegungen (z. B. Rotationsbrache) sind grundsätzlich keine wirksamen Instrumente zur Reduzierung der Gewässerbelastung ([1], Forderung 9). Dieses Beispiel verdeutlicht, daß die Agrar- und Umweltpolitik (im nationalen und EG-Bereich) zielkonformer aufeinander abgestimmt werden müssen. ([1], These 6)

In den Kontext bestehender ökonomischer Instrumente (z. B. Wasserpfennig) könnte beispielsweise auch die Einführung einer Düngemittelabgabe für mineralische Dünger überdacht werden. Ebenso sollte die Einführung einer allgemeinen Pflanzenschutzmittelabgabe geprüft werden. Die Erlöse könnten teils als flächenbezogene Beihilfen, teils zur Unterstützung von Gewässerschutzmaßnahmen ausgezahlt werden.

## 6. Resümee

Mit den in diesem Vortrag vorgestellten Tagungsergebnissen ist ein vielversprechender Weg zu verbessertem Gewässerschutz in der Landwirtschaft gegangen worden. Der wichtigste Weg dazu ist die Zusammenarbeit der Betroffenen – der Landwirte und ihrer Berater sowie der Wasserversorger und Gewässerschützer. An die Politik wurden deutliche Forderungen gestellt, z. B. eine umweltgerechte Düngemittelanwendungsverordnung zu verabschieden und für den Gewässerschutz hinderliche ökonomische Rahmenbedingungen zu verändern.

## Literatur

(1) Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft – gemeinsame Lösungsansätze zum Gewässerschutz. – Arbeitstagung des Dachverbandes Agrarwissenschaften (DAF), des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der Fachgruppe Wasserchemie (FW) der Gesellschaft deutscher Chemiker (GdCh). – Bonn, 24./25. März 1993.

- (2) Hamm, A. (Hrsg.): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. – Sankt Augustin: Academia-Verl., 1991.
- (3) Bach, M., Rode, M., Frede, H.-G.: Abschätzung der kurzfristig möglichen Verminderung der Stickstoff-Düngung in der Landwirtschaft im Bundesgebiet (westl. Bundesländer). – Landwirtsch. Forschung, Kongreßband Göttingen, VdLUFA-Schriftenreihe 35, 1992, S. 159–162.
- (4) Gäth, S., Wohlrab, B. u.a.: Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. – Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, AG Bodennutzung in Wasserschutzgebieten. – Oldenburg, Oktober 1992.
- (5) Bach, M.: Möglichkeiten zur Verminderung des Nitratreintrages in das Grundwasser durch Verringerung des Stickstoffüberschusses aus der Landwirtschaft. – Mitt. Dt. Bodenk. Ges., 66, (1991) II, 895–898
- (6) Auerswald, K., Werner, W. und Nolte, C.: Nährstoffeinträge durch Boden-erosion in die Oberflächengewässer der alten und neuen Bundesländer. – Bayer. Landw. H., im Druck.
- (7) Gerlach, S.: Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht. – Abschlußbericht über das Teilvorhaben 9 »Koordination« im Rahmen des Projektes Eutrophierung der Nord- und Ostsee. – Berichte des Umweltbundesamtes, Nr. 4, 1990.
- (8) Hickel, W., Mangelsdorf, P., Berg, J.: The human impact in the German Bight Eutrophication during three decades (1962–1991). – Helgoländer Meeresuntersuchung (im Druck).
- (9) IKS (Internationale Kommission zum Schutze des Rheins): Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Rheinwassers und des Schwebstoffs. – Koblenz, 1987–91.

## Zusammenfassung und Empfehlungen

*Gerd Liebezeit, Wilhelmshaven*

Eine Veranstaltung, die sich mit einem Thema wie Eutrophierung der Nordsee und Landwirtschaft befaßt, ließe erwarten, daß Kontroversen entstehen und ausgetragen werden. Vergewagt man sich aber noch einmal die Vorträge und die Diskussionen dieser Veranstaltung, die im vorliegenden Band zusammengefaßt sind, so fällt zweierlei auf:

1. Es besteht weitgehend Konsens darüber, daß mit dem Rückgang der Einleitungen aus direkten Quellen (Klärwerke, Industrieanlagen etc.) die Landwirtschaft heute die wichtigste Quelle für Nährsalzeinträge in die Flüsse und die küstennahe Nordsee ist. Ob dies der Gewässerschutz, die Landwirtschaft selbst oder andere Gruppen sind, spielt dabei keine große Rolle. Daß sich durch die Reduktion der Direkteinleitungen Erfolge eingestellt haben, zeigen die Daten von Rijkswaterstaat für den Rhein (s. Boddeke) oder von der Wassergütestelle für die Elbe (s. Reincke). Hier werden allerdings nur absolute Frachten betrachtet, die aber nicht in Beziehung gesetzt werden zu den Volumentransporten, so daß in den vergangenen trockenen Jahren mit weniger Einträgen aus diffusen Quellen (durch z. B. Bodenerosion und erhöhten Oberflächenabfluß) gerechnet werden muß. In niederschlagsreichen Jahren wie 1993 dürfte sich die Situation wieder etwas verschlechtern.

Die Auswirkungen, die die jahrzehntelangen hohen Einträge in die küstennahe Nordsee hatten und noch haben – wegen der besonderen hydrographischen Bedingungen verbleiben diese Einträge ja in einem relativ schmalen Streifen entlang der Küste –, sind allgemein bekannt. Sie äußern sich z. B. in verändertem Artenspektrum des Phytoplanktons, erhöhtem Eintrag von organischem Material in die Oberflächensedimente, Rückgang der Sauerstoffgehalte in Bodennähe und damit einhergehend Veränderungen in der sessilen und vagilen Fauna. Die besondere Rolle, die das Wattenmeer in diesem Zusammenhang als Senke und als Quelle von Nährsalzen spielt, zeigen Hesse et al. In diesem Übergangsbereich vom Land zum Meer werden Einträge aus der

Nordsee und von Land wirksam, so daß sich hier die bekannten Effekte verstärken können. Auf die besondere Rolle der Speicherköge sei hier hingewiesen.

Interessant in diesem Zusammenhang ist die von Boddeke vertretene Hypothese, daß ein Rückgang der Nährsalzgehalte im küstennahen Bereich zur Folge hätte, daß damit weniger Nahrung für höhere Glieder des Nahrungsnetzes zur Verfügung stünde und daß dies ernste Folgen für die Fischereierträge hätte. Dies ist nicht unwidersprochen geblieben. So zeigen neuere Arbeiten aus dem westlichen Wattenmeer, daß die Produktivität des Phytoplanktons trotz des Rückgangs der Phosphatfracht des Rheins unverändert hoch ist. Die ist sicherlich darauf zurückzuführen, daß sich komplexe ökologische Zusammenhänge nicht auf einfache Ursache-Wirkungs-Beziehungen reduzieren lassen und daß die wenigen Jahre seit dem merkbaren Rückgang der Flußfrachten an Nährsalzen nicht genügen, um tragfähige Langzeitprognosen zu machen. Hinzu kommen, wie von Schatzmann zusammengefaßt, atmosphärische Einträge von Stickstoffverbindungen, die in der Größenordnung der Flußfrachten liegen. Die Düngewirkung dieser atmosphärischen Nährsalze (25–30 kg N/ha\*Jahr) reicht in vielen terrestrischen Systemen schon aus, um oligotrophe Verhältnisse verschwinden zu lassen.

2. Über den Weg, diffuse Nährstoffeinträge zu reduzieren, besteht nicht unbedingt Einigkeit. Hier reicht das Spektrum der vorgeschlagenen Maßnahmen von freiwilligem Verzicht bis hin zu administrativ vorgegebenen Regeln, zu denen u. a. Gewässerrandstreifenprogramme, Gülleausbringungsverbote zu bestimmten Jahreszeiten oder Extensivierungsprogramme zu zählen sind. Auch die Stickstoffsteuer, die z. Zt. in der Diskussion ist, ist hier zu erwähnen.

Die Forderung von Funke, Tierbestände an die Fläche zu koppeln, ist sicherlich im Hinblick auf die Verwertung der anfallenden Gülle durch den Erzeugerbetrieb vertretbar. Daß hier auch andere Wege denkbar sind, zeigen Versuche, Gülle durch entsprechende Vorbehandlung in feste Form zu überführen und als Wirtschaftsdünger zu nutzen, wobei offensichtlich in letzter Zeit auch von der Energiebilanz her vertretbare Ergebnisse erzielt wurden (Pressemitteilung der Fraunhofergesellschaft 1993).

Eine Schwierigkeit, verschiedene Aspekte unter einen Hut zu bekommen, wird deutlich, wenn man die von Mohaupt und Wodsak angesprochenen Thesen zur Reduzierung von Nährsalzeinträgen mit dem Beitrag von Foerster und Klasink vergleicht. Auf der einen Seite werden berechnete Forderungen erhoben, allerdings in pauschalisierter Form, auf der anderen Seite wird darauf hingewiesen, daß die Umsetzung solcher Forderungen nur dann erfolgreich sein kann, wenn die regionale Situation berücksichtigt wird.

Die Motivation, den Einsatz von Düngemitteln zu verringern, mag durchaus unterschiedlichen Überlegungen entspringen, zum einen der, Bäche, Flüsse und Nordsee nach jahrzehntelanger Überdüngung wieder in einen den »natürlichen« Gegebenheiten einer Kulturlandschaft angepaßten Zustand zurückzuführen, zum anderen spielen ökonomische Gründe eine wesentliche Rolle. Das letztere kam während der Diskussionen zwar nur am Rande zur Sprache, muß aber doch in Betracht gezogen werden (s. z. B. Funke).

Daß es hier ein großes Einsparungspotential gibt, zeigen die Bilanzüberschüsse, die von 50 kg N/ha bei Ackerbaubetrieben bis zu 200 kg N/ha bei Veredlungsbetrieben reichen. Gerade bei den letzteren dient die Ackerfläche im wesentlichen der Entsorgung des anfallenden Überschußstickstoffs.

Aus den oben kurz zusammengefaßten Beiträgen der Veranstaltung »Eutrophierung und Landwirtschaft« ergeben sich die Folgerungen und Forderungen, daß

- die pauschalisierten Forderungen der »Empfängerseite«, also des Gewässer- und Meeresschutzes, durch intensive Beratung der »Verursacher« in regionale Handlungskonzepte umgesetzt werden müssen. Die Maßnahmen, die ergriffen werden können, sind vielfältig und reichen von bodenangepaßter und pflanzenbedarfsgerechter Düngung (Düngemittelbilanzen) über spezielle Gülleausbringungstechniken bis hin zu Änderungen der Flächennutzung. Die verschiedenen Möglichkeiten haben Foerster und Klasink zusammengefaßt (s. dazu auch »Solving the Nitrate Problem«, Ministry for Agriculture, Forestry and Fisheries, Lowestoft 1993: 1-37).
- zumindest für eine Übergangszeit administrative und politische Regelungen erforderlich sind.

Daß sich mit solchen Maßnahmen die Nährsalzsituation der küstennahen Nordsee verbessern läßt, zeigen die Erfolge bei der Reduzierung der Direkteinleitungen. Aber auch bei den diffusen Einträgen wird nationale Aktivität allein nicht ausreichen, haben andere europäische Nordseeanrainer doch zum Teil wesentlich höhere Nährsalzüberschüsse pro Hektar als Deutschland.

## Anschriften der Referenten

Minister für Landwirtschaft und  
Forsten des Landes  
Niedersachsen  
K.-H. Funke  
Calenberger Str. 2  
30169 Hannover

Dr. H. Reincke  
Wassergütestelle Elbe  
Neßdeich 120/121  
21129 Hamburg

Prof. Dr. M. Schatzmann  
Meteorologisches Institut  
Universität Hamburg  
Bundesstr. 55  
20146 Hamburg

Dr. K.-J. Hesse  
Forschungs- und  
Technologiezentrum Westküste  
Hafentörn  
25761 Büsum

Dr. R. Boddeke  
RIVO-DLO  
P.O. Box 68  
NL-1970 AB IJmuiden  
Niederlande

Dr. P. Foerster  
Landwirtschaftskammer  
Weser-Ems  
Abt. Landbau  
Jägerstr. 28  
26121 Oldenburg

Dr. A. Klasink  
Landwirtschaftliche  
Untersuchungs- und  
Forschungsanstalt der  
Landwirtschaftskammer  
Weser-Ems  
Jägerstr. 28  
26121 Oldenburg

Dr. V. Mohaupt  
Umweltbundesamt Berlin  
Postfach 33 00 22  
14191 Berlin

Dr. G. Liebezeit  
Forschungszentrum Terramare  
Schleusenstr. 16  
26382 Wilhelmshaven

stan. ... nach Engl. J.  
Buch (ahd. buoch, altsächs. bok, engl.  
book, altnord. bok), 1) (hierzu TAFELN),  
größeres Druckerzeugnis, das aus einer An-  
zahl Papier- oder Pergamentbogen besteht,  
die zu einem Ganzen vereinigt sind; Sinn-  
bild für Reichtum an Welt-, Sinn- oder Wis-  
sensgehalt.

Wir fertigen  
zwar keine Bücher mehr aus Pergament,  
an dem »Sinnbild«  
aber hat sich nichts geändert.

*Gesamtherstellung  
von Büchern und Taschenbüchern*

# Clausen & Bosse

25917 Leck · Birkstraße 10  
Telefon 04662/830 · Telex 0221417 · Telefax 04662/83129