

Berichte
aus dem
Institut für Meereskunde
an der
Christian-Albrechts-Universität Kiel

Nr. 148

TRENDS FÜR EINTRAGSRELEVANTE FAKTOREN
UND FÜR DIE NÄHRSTOFFKONZENTRATIONEN
IM WASSER DER KIELER BUCHT

Ein Beitrag zur Erforschung der Eutrophierung
der Nord- und Ostsee

von

Brigitta Babenerd und Bernt Zeitzschel

1985

DOI 10.3289/IFM_BER_148

Institut für Meereskunde
Abt. Marine Planktologie
Düsternbrooker Weg 20
2300 Kiel

ISSN 0341-8561

Diese Studie ist Teil des vom Umweltbundesamt geförderten Forschungsprogrammes 'Eutrophierung der Nord- und Ostsee'

Kurzfassung

Die Ausmaße der Sauerstoffmangel-Katastrophe des Jahres 1981 in der Kieler und der Mecklenburger Bucht und vor allem das Auftreten ähnlich schlechter Verhältnisse in einer Serie von meteorologisch aber offensichtlich unterschiedlichen Jahren (1980 - 1984) gaben Anlaß zu der Besorgnis, daß über die natürlichen - also schichtungsbedingten - Ursachen hinaus zunehmend anthropogene Eutrophierung zu dieser Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse beigetragen haben könnte.

Anhaltspunkte dafür ergeben sich aus den Trends, die sich für einige eutrophierungsrelevante Faktoren ermitteln lassen, z.B. für die jährlichen Eintragswerte von Phosphor und Stickstoff, deren trendmäßiger Anstieg etwa Mitte der 50er Jahre begonnen hat.

Der Haupttrend des Phosphoreintrags geht von den Waschmittelphosphaten aus, deren Eintragswert zwischen 1955 und 1975 von praktisch Null auf 2.65 g P/Einwohner/Tag anstieg, seitdem aber durch gesetzgeberische und technische Maßnahmen (Phosphathöchstmengeverordnung und Phosphatfällung) stagniert bzw. sogar rückläufig ist.

Der Trend im Stickstoffeintrag wird im wesentlichen bestimmt durch die ab 1956 (mit Beginn der Düngemittel-Subventionierung) verstärkte Anwendung von Stickstoffdünger in der Landwirtschaft. Zwischen 1960 und 1980 stieg der mittlere jährliche Verbrauch von Stickstoff in Schleswig-Holstein von 139 auf 303 kg N/ha, der von Phosphor von 44 auf 58 kg P/ha. Der Anstieg - insbesondere der Stickstoffdüngung - hat nachweisbar auch höhere Austräge durch Auswaschung, Abschwemmung und Erosion zur Folge gehabt.

Für den Stickstoffaustrag wurde überdies das Phänomen beobachtet, daß mit steigender Abflußmenge (resp. Niederschlagsmenge) die Stickstoffkonzentration im abfließenden Wasser ansteigt. Diese exponentielle Beziehung zwischen Austrag und Abfluß (resp. Niederschlag) bedeutet, daß in trockenen Jahren unverhältnismäßig wenig und in niederschlagsreichen Jahren unverhältnismäßig viel Stickstoff in die Gewässer eingetragen wird.

Die Jahre ab 1977 repräsentieren eine niederschlagsreiche Periode im phasenhaften Auf und Ab der jährlichen Niederschlagsmengen. Extrem niederschlagsreich war die Zeit vom November 1980 bis April 1981; d.h. das Produktionspotential des Frühjahrs 1981 war also besonders hoch. Eine erhöhte organische Produktion ist deshalb für dieses Jahr wahrscheinlich und könnte in Kombination mit sehr ungünstigen (schichtungsfördernden) Witterungsbedingungen den völligen Sauerstoffschwund in großen Teilen der Westlichen Ostsee verursacht haben.

Bedeutend ist auch der Trend im atmosphärischen Eintrag von Stickstoff, der seit 1955 möglicherweise von ~ 0.7 auf ~ 2.0 g anorg. N/m²/Jahr anstieg.

Die Januar/Februar-Werte für den Gehalt an Gesamtphosphor und für die Konzentrationen der anorganischen Nährsalze im freien Wasser der Kieler Bucht (Stat. BOKNIS ECK) zeigen folgende Trends und Tendenzen:

1. Anstieg des Gesamtphosphorgehalts ab 1971 von 1.0 auf 1.5 $\mu\text{mol P/dm}^3$; zwischen 1958 und 1971 kein eindeutiger Trend.
2. Anstieg der Phosphatkonzentrationen zwischen 1958 und 1972 von 0.5 auf 1.2 $\mu\text{mol PO}_4/\text{dm}^3$; seit 1972 kein eindeutiger Trend.
3. Abnahme der Silikatkonzentrationen seit 1973 von ~ 30 auf ~ 15 $\mu\text{mol SiO}_4/\text{dm}^3$.
4. Für die Summe der anorganischen Stickstoffverbindungen (Nitrit + Nitrat + Ammonium) ist kein eindeutiger Trend feststellbar.

Summary

A series of severe cases of late summer oxygen deficiencies, during 1980 - 1984, in Kieler Bucht and Mecklenburger Bucht led to public concern that anthropogenic eutrophication could have had a share in the general worsening of coastal water oxygen conditions.

Indications that support this presumption would be the increase of the annual phosphorus and nitrogen input since the fifties, via municipal sewage, land run-off and precipitation.

Phosphorus input was dominated by detergent and cleanser phosphates; between 1955 and 1975 input increased from zero to 2.65 g P/inhabitant/day.

Nitrogen input was dominated by increased use of mineral fertilizer and liquid manure in agriculture. In Schleswig-Holstein average application of nitrogen fertilizer increased from 139 to 303 kg N/ha/yr, that of phosphorus from 44 to 58 kg P/ha/yr between 1960 and 1980.

It has been shown that the increased use of fertilizers - especially of nitrogen - has increased nutrient input into the waters through leaching, run-off and erosion.

It has also been observed that nitrogen concentrations in discharging waters increased when discharge (resp. precipitation) itself increased. Therefore nitrogen input into the waters is unproportionately lower in dry years with low rates of precipitation (resp. discharge) and is unproportionately higher in years rich in precipitation.

The period from November 1980 to April 1981 was exceptionally rich in precipitation, resulting in increased potential for primary production in spring 1981. So, indeed, increased organic production - coincidentally coupled with meteorological conditions supporting stratification - could have contributed to the complete anoxia that year in vast parts of the Western Baltic.

This general trend is supported by a considerable trend in atmospheric input of nitrogen that increased from ~ 0.7 to ~ 2.0 N/m²/yr since 1955.

January/February values for inorganic nutrient concentrations in the open waters of Kieler Bucht (stat. BOKNIS ECK) show the following tendencies:

1. Increase of the total phosphorus content from 1.0 to 1.5 $\mu\text{mol P/dm}^3$ since 1971; there is no definite trend between 1958 and 1971.
2. Increase of phosphate concentrations from 0.5 to 1.2 $\mu\text{mol PO}_4/\text{dm}^3$ between 1958 and 1972; no definite trend since 1972.
3. Decrease of silicate concentrations from ~ 30 to ~ 15 $\mu\text{mol SiO}_4/\text{dm}^3$ since 1973.
4. There is no definite trend for inorganic nitrogen compounds (nitrite + nitrate + ammonia).

Inhaltsverzeichnis

| | Seite |
|---|-------|
| 1. Einleitung | 1 |
| 2. Die Kieler Bucht | 2 |
| 3. Der Eintrag von Phosphor und Stickstoff in die Kieler Bucht | 3 |
| 3.1 Der landseitige Eintrag über Abwässer und Zuflüsse | 3 |
| 3.2 Der atmosphärische Eintrag | 6 |
| 3.3 Einflüsse auf die Höhe des jährlichen bzw. jahreszeitlichen Eintrags und deren Trends | 8 |
| 3.3.1 Die kommunalen Abwässer | 8 |
| 3.3.2 Der Nährstoffaustrag von landwirtschaftlichen Nutzflächen durch Auswaschung, Abschwemmung und Erosion | 9 |
| 3.3.2.1 Der Einfluß der Düngung | 9 |
| 3.3.2.2 Der Einfluß von Niederschlag und Abfluß | 13 |
| 3.3.3 Der atmosphärische Eintrag von Stickstoff | 19 |
| 4. Trends der Nährstoffkonzentrationen im Wasser der Kieler Bucht | 20 |
| 4.1 Nährstoffuntersuchungen in der Kieler Bucht von 1900 bis heute | 20 |
| 4.2 Probleme der Trendabschätzung | 22 |
| 4.3 Ergebnisse der Trendabschätzung | 24 |
| 4.3.1 Gesamtphosphor | 24 |
| 4.3.2 Anorganische Nährsalze | 26 |
| 4.4 Veränderungen der Phosphatkonzentration im Oberflächenwasser der Kieler Innen- und Außenförde und der Kieler Bucht im Zeitraum 1938 - 1984 | 29 |
| 5. Vergleich der Phytoplanktonbiomasse (org. Kohlenstoff) der Jahrgänge 1905 - 1906 und 1973 | 32 |
| 6. Veränderungen in den benachbarten Seegebieten | 34 |
| 7. Anmerkungen zur Nährsalzlimitierung in der Kieler Bucht | 37 |
| 8. Schlußbemerkungen | 39 |
| Literatur | 42 |
| Anhang | |

1. Einleitung

In den Jahren 1980 - 1983 wurden in der Deutschen Bucht, im Kattegat und in der Beltsee ungewöhnlich niedrige Sauerstoffgehalte festgestellt (MILJØSTYRELSEN, 1984; RACHOR & ALBRECHT, 1983).

Besonders drastische Folgen des Sauerstoffschwunds wurden in der Kieler Bucht und in der Mecklenburger Bucht beobachtet, wo im Spätsommer 1981 Schwefelwasserstoff in hohen Konzentrationen auftrat und dadurch die Bodenfauna auf mehr als ein Drittel des Areals vernichtet wurde (EHRHARDT & WENCK, 1984; WEIGELT, 1985).

Zwar sind im Rinnensystem der stark geschichteten Kieler Bucht große Sauerstoffdefizite im Bodenwasser (mit nur 2 - 30 % O₂-Sättigung, KREY *et al.*, 1978) ein jährlich regelmäßig am Ende des Sommers wiederkehrendes meteorologisch-hydrographisch bedingtes Phänomen.

Jedoch gaben die Ausmaße der Sauerstoffmangel-Katastrophe des Jahres 1981 und vor allem das Auftreten ähnlich schlechter Verhältnisse in einer Serie von meteorologisch aber offensichtlich unterschiedlichen Jahren Anlaß zu der Besorgnis, daß über die natürlichen - also schichtungsbedingten - Ursachen hinaus zunehmend anthropogene Eutrophierung zur Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse beigetragen haben könnte, und zwar in den gesamten deutschen Küstengewässern.

Mit der Klärung dieser möglichen Zusammenhänge wurde die neu gegründete Arbeitsgruppe "Eutrophierung der Nord- und Ostsee" beauftragt.

Unser Teilprojekt im Rahmen dieser Arbeitsgruppe galt den Verhältnissen in der Kieler Bucht und speziell der Frage, ob der im Laufe der Jahrzehnte mutmaßlich immer größer gewordene Eintrag von Phosphor und Stickstoff zu einem allmählichen oder sprunghaften Anstieg der Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen im Wasser der Kieler Bucht geführt hat. Eine mit diesem Prozeß einhergehende Erhöhung der Produktion an organischer Substanz (vor allem an Planktonalgen) würde zwangsläufig eine höhere O₂-Zehrung beim Abbau dieses Materials zur Folge haben. Und möglicherweise ist dieser Anstieg der O₂-Zehrung bis Ende der 70er Jahre sehr gering gewesen bzw. durch relativ günstigere meteorologisch-hydrographische Verhältnisse (d.h. bessere O₂-Versorgung des Bodenwassers durch intensivere advective und turbulente Prozesse) kompensiert worden und deshalb zunächst unauffällig geblieben.

Ziel unserer Arbeit war es, Antwort auf folgende Fragen zu erhalten:

1. Wie hoch ist der Nährstoffeintrag in die Kieler Bucht über Abwässer, Zuflüsse und Atmosphäre; welche Faktoren bestimmen die Höhe des jährlichen bzw. des jahreszeitlichen Eintrags; sind langfristige Trends zu höheren Eintragswerten erkennbar?
2. Gibt es Trends in den Konzentrationen der Pflanzennährstoffe Phosphor, Stickstoff und Silizium im Wasser der Kieler Bucht; gibt es Trends für die Zeit der Durchmischung (Winterwerte); gibt es Trends für die Zeit der sommerlichen Schichtung resp. für andere Jahreszeiten?
3. Gab es 1981 Besonderheiten hinsichtlich der Nährstoffkonzentrationen im Wasser resp. der Faktoren, die den Nährstoffeintrag in die Kieler Bucht beeinflussen?

Dazu wurden Fakten und Daten aus publizierten und unveröffentlichten Untersuchungen zusammengetragen, bearbeitet und beurteilt.

Die Ergebnisse sind teils tabellarisch, teils graphisch dargestellt.

2. Die Kieler Bucht

Die Kieler Bucht ist ein relativ abgeschlossenes und flaches Gewässer im Übergangsbereich zwischen Nord- und Ostsee. Sie wird durchzogen von den Rinnen und Senken eines postglazial entstandenen und später überfluteten Fluß- und Seensystems. Im Süden grenzt die schleswig-holsteinische Küste, im Norden grenzen die dänischen Inseln Aerö und Langeland. Nach der Definition von BABENERD & GERLACH (in Druck) - also ohne Flensburger Förde und Fehmarnbelt - ist die Kieler Bucht $2\,571\text{ km}^2$ groß, ihre mittlere Tiefe beträgt 16-17 m, ihr Volumen $\sim 43\text{ km}^3$; die Rinnen sind 25-35 m tief.

Der Wasseraustausch geschieht in erster Linie von Nordosten, also vom Großen Belt und vom Fehmarnbelt her; der Kleine Belt im Nordwesten ist wegen seines geringen Wirkungsquerschnitts für den Wasseraustausch von untergeordneter Bedeutung.

Das Zusammentreffen von salzreichem Nordseewasser, das wegen seines größeren spezifischen Gewichtes am Boden bzw. durch die Rinnen vordringt, und von spezifisch leichterem salzarmen Ostseewasser in der Deckschicht ist charakteristisch für die Kieler Bucht und zugleich das Hauptproblem in bezug auf die Sauerstoffverhältnisse.

Die Wasserscheide zwischen Nord- und Ostsee ist durch eine Kette von Endmoränen weit nach Norden verschoben. Das in die Kieler Bucht entwässernde Niederschlagsgebiet in Schleswig-Holstein ist deshalb relativ klein und beträgt nur 2 486 km². Entsprechend gering ist der Abfluß. Im Mittel fallen jährlich 800 mm Niederschlag, d.h. ~2.0 km³ im Einzugsbereich; etwa die gleiche Menge geht direkt auf die Kieler Bucht nieder. Ein Teil der Entwässerung geschieht über einen kleinen Fluß, die Schwentine, die bei Kiel-Dietrichsdorf, wo sie in die Kieler Förde mündet, einen mittleren jährlichen Abfluß von 0.2 km³ hat (Mittel der Jahre 1970-1982, BRUNSWIG, pers. Mitt.). Weitere schätzungsweise 0.2-0.4 km³ entwässern über die teils stark eutrophierten flußähnlichen Förden (z.B. die Schlei) und zahlreiche Auen und Rinnsale.

Das Klärwerk Bülk entläßt jährlich 0.02 km³ Abwasser. Die Einwohnerzahl im Niederschlagsgebiet der Kieler Bucht beträgt etwa 750 000.

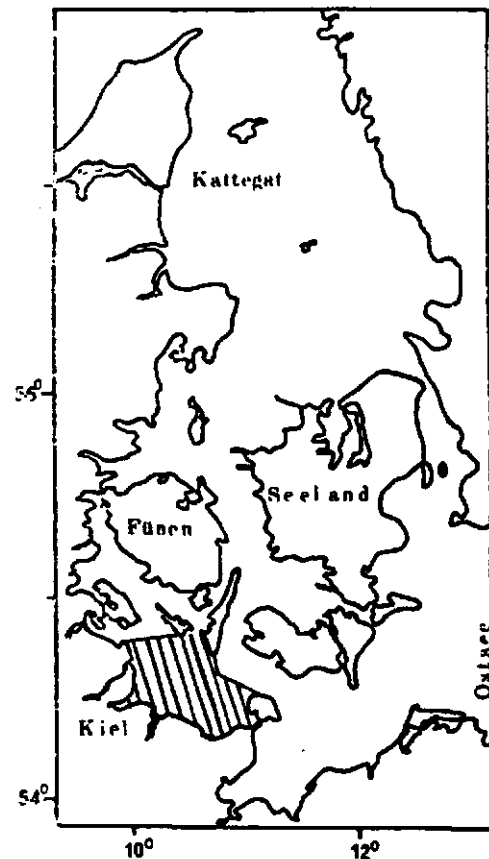


Abb. 1: Die Lage der Kieler Bucht (schraffierte Fläche) in der Beltsee

3. Der Eintrag von Phosphor und Stickstoff in die Kieler Bucht

3.1 Der landseitige Eintrag über Abwässer und Zuflüsse

Erste Ergebnisse über die mittleren jährlichen Einträge von Phosphor, Stickstoff und organischen Stoffen (bestimmt als BSB₅) aus Schleswig-Holstein in die Westliche Ostsee wurden in den Jahren 1972-1974 in einer großangelegten Meßkampagne (mit mehr als 200 Probennahmestellen) durch das Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein ermittelt (1977; BRANDT, 1977).

Die Daten lassen sich wie folgt aufschlüsseln (Tab. 1):

Tab. 1: Einträge aus Schleswig-Holstein in verschiedene Teilgebiete der Westlichen Ostsee. Mittelwerte der Jahre 1972/73 und 1973/74 nach Daten des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (1977)

| Eintragsgebiet | Einzugsgebiet km ² | BSB ₅ tO ₂ /Jahr | Ges.-N. tN/Jahr | Ges.-P tP/Jahr |
|------------------------|----------------------------------|---|--------------------|-------------------|
| a) Flensburger Förde | 327 | 2 652 | 2 895 | 222 |
| b) Kieler Bucht * | 2 486 | 18 646 | 12 733 | 1 470 |
| davon aus: | | | | |
| der Schlei | 704 | 5 677 | 3 485 | 489 |
| der Schwentine | 727 | 1 671 | 1 829 | 268 |
| dem Klärwerk Bülk | - | 4 762 | 2 428 | 252 |
| dem übrigen Gebiet | 1 055 | 6 536 | 4 991 | 461 |
| c) Mecklenburger Bucht | 2 633 | 14 559 | 8 844 | 1 323 |
| Summe aus a), b), c) | 5 446 | 35 857 | 24 472 | 3 015 |

* nach der Definition von BABENERD & GERLACH ist die Kieler Bucht begrenzt durch den Küstenabschnitt Falshöft - Westermarkelsdorf (Fehmarn); Einzugsgebiet und Eintrag des Nord-Ostsee-Kanals sind bislang noch nicht abgeschätzt worden und fehlen deshalb in dieser Aufstellung.

Zum Vergleich:

Im Mittel der Jahre 1973 und 1974 wurden im Februar an der Station BOKNIS ECK in der Wassersäule (0-20 m) mittlere Konzentrationen von 1.40 µmol P/dm³ (= 43.4 µg P/dm³) Gesamtphosphor und 12.30 µmol N/dm³ (= 172.2 µg N/dm³) anorganischem Stickstoff gemessen (s. Anhang Tab. A); am 6.2.1974 betrug der mittlere Gehalt in der Wassersäule an partikulärem Stickstoff 25 µg N /dm³, an gelöstem organischen Stickstoff 22.75 µg N/dm³ (HENDRIKSON, 1975). Wenn man - annäherungsweise - diese Werte auf das gesamte Wasservolumen der Kieler Bucht (ca. 43 km³) hochrechnet, so ergibt das Gehalte von 1 866 t Gesamtphosphor und 7 405 t anorg. Stickstoff plus 1 075 t part. Stickstoff plus 978 t gelöstem organischen Stickstoff (= 9 458 t Gesamtstickstoff).

Die vom Landesamt offiziell ermittelten Eintragungswerte (Tab. 1) sind nicht unumstritten. So kam der Kieler Bodenkundler Prof. Dr. W. HOFFMANN (1979) nach ebenfalls aufwendigen Erhebungen in den Jahren 1975 und 1976 - allerdings mit anderen Untersuchungs- und Berechnungsmethoden - auf wesentlich niedrigere Eintragungsmengen in die Westliche Ostsee (Flensburger Förde plus Kieler Bucht plus Mecklenburger Bucht; eine Aufschlüsselung nach Eintragsgebieten analog Tab. 1 lassen HOFFMANNs Daten leider nicht zu), nämlich auf 1 269 t P/Jahr und 6 344 t N/Jahr. Die Unterschiede lassen sich zu einem Teil damit erklären, daß die Jahre 1975 und 1976 ungewöhnlich niederschlags- und abflußarm gewesen sind. Z.B. betrug der jährliche Abfluß der Trave 1975 nur 70 %, 1976 sogar nur 52 % des Mittels der Jahre 1956 - 1975 (HOFFMANN, 1979, S. 30). Wie hoch die niederschlags- bzw. abflußbedingten Schwankungen des jährlichen Eintrags tatsächlich sind bzw. sein können, läßt sich aber erst dann abschätzen, wenn die Meßdaten des Landesamtes aus den Jahren nach 1974 ausgewertet worden sind.

3.2 Der atmosphärische Eintrag

Nach Schätzwerten von LARSSON *et al.* (1985) werden jährlich etwa 1 g N und 0.014 g P pro m² Ostseefläche aus der Luft eingetragen.

Niederschlagsanalysen aus den Jahren 1972 - 1977 (KRETSCHMAR, 1982) auf landwirtschaftlichen Nutzflächen etwa 20 km südöstlich von Kiel (Honigau-gebiet) - und damit möglicherweise nicht ohne weiteres auf das Meer übertragbar - ergaben etwa 2.4 g N/m²/Jahr (davon 65 % als NH₄-N und 35 % als NO₃-N) und 0.4 g P/m²/Jahr (davon 30 % als PO₄-P). Der mittlere Stickstoffgehalt des Niederschlags betrug 2.9 mg N/l.

Eigene Regenwasseranalysen (7 Proben zwischen Juni und November 1984) ergaben 0.5-0.7 g N/m²/Jahr (davon 60 % als NH₄-N und 40 % als NO₃-N) und 0.012-0.015 g PO₄-P/m²/Jahr. Die mittleren Gehalte des Niederschlags betragen 0.8 mg N/l und 0.017 mg PO₄-P/l mit deutlich höheren Konzentrationen im November. Gesamtphosphor wurde nicht gemessen. Die Proben wurden stets erst in der Endphase besonders starker Regenfälle auf dem Institutsdach gewonnen (also bei bereits ausgewaschener Luft); die Konzentrationen sind deshalb sehr niedrig und für mittlere Verhältnisse vermutlich nicht repräsentativ.

Jedoch liegen aus Dänemark systematisch gewonnene luft- und niederschlagschemische Ergebnisse vor, die auch für die Kieler Bucht Gültigkeit haben dürften. So wurde für 15 Stationen im gesamten dänischen Staatsgebiet (einschließlich der Insel Bornholm) als Mittel der Jahre 1970 - 1977 ein Eintrag von 1.2 g N/m²/Jahr registriert, davon 60 % als NH₄-N und 40 % als NO₃-N (berechnet nach JØRGENSEN, 1979).

Der mittlere Stickstoffgehalt des Niederschlags für alle 15 dänische Stationen entwickelte sich wie folgt:

| | | |
|--------------------|-------------|--------------------------|
| 1970/71 (Juni-Mai) | 1.74 mg N/l | 678 mm Niederschlag/Jahr |
| 1971/72 | 1.77 " | 672 " " |
| 1972/73 | 1.69 " | 615 " " |
| 1973/74 | 1.68 " | 567 " " |
| 1974/75 | 1.58 " | 822 " " |
| 1975/76 | 2.28 " | 504 " " |
| 1976/77 | 2.54 " | 594 " " |
| <hr/> | | |
| 1970-77 | 1.89 mg N/l | 636 mm Niederschlag/Jahr |

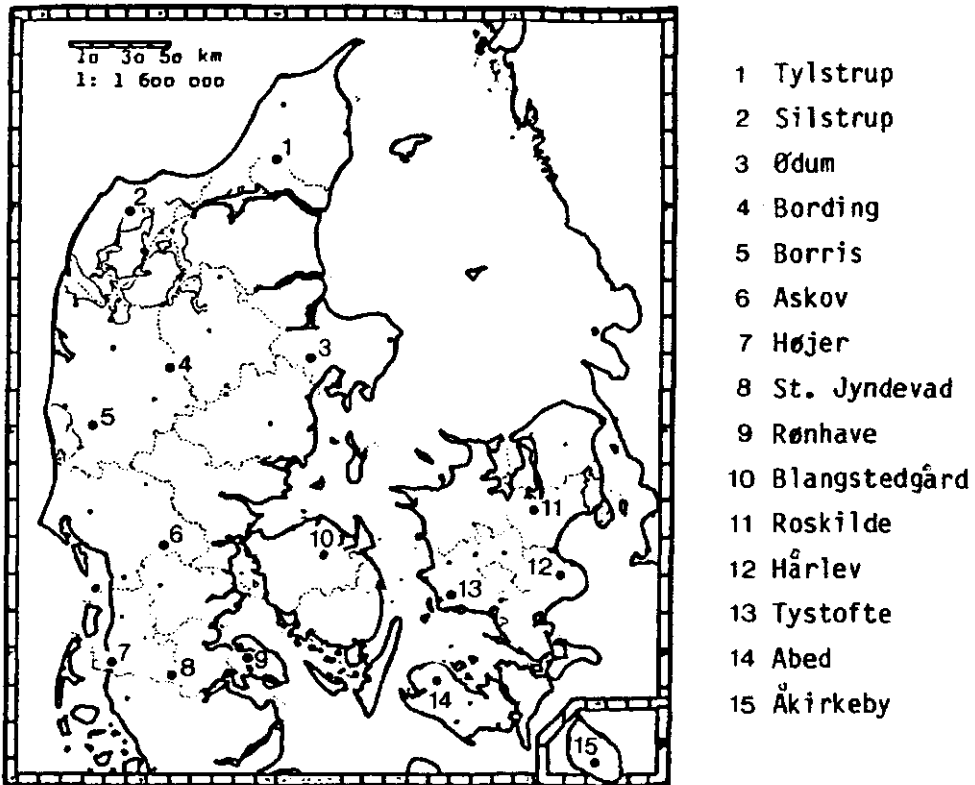


Abb. 2: Lage der 15 dänischen Stationen für luft- und niederschlagschemische Untersuchungen

Wenn man die mittlere Konzentration des Jahres 1976/77 für die dänischen Stationen und jährliche Niederschlagsmengen von 700 - 900 mm annimmt, so kommt man für das Gebiet der Kieler Bucht auf einen atmosphärischen Eintrag von derzeit etwa 1.8 - 2.3 g anorgan. N/m²/Jahr. Bei 2 571 km² Wasserfläche sind das 4 628 - 5 913 t anorgan. N/Jahr, und zwar als produktionsbiologisch direkt wirksamer Eintrag!

Zum Vergleich:

Im Februar der Jahre 1973 - 1977 betrug der mittlere Gehalt der Kieler Bucht an anorgan. Stickstoffverbindungen ca. 7 000 t.

3.3 Einflüsse auf die Höhe des jährlichen bzw. jahreszeitlichen Eintrags und deren Trends

3.3.1 Die kommunalen Abwässer

Der Eintrag von Phosphor und Stickstoff mit den kommunalen Abwässern ist nahezu ausschließlich anthropogen bestimmt und hängt ab von der Anzahl der abwasserwirksamen Personen und deren Konsumverhalten.

Untersuchungen in Schleswig-Holstein (HOFFMANN, 1979; KRETSCHMAR, 1982) ergaben, daß mit den kommunalen Abwässern (und zwar nach deren mechanischer und biologischer Klärung) im Mittel 3 g P/Einwohner/Tag und 10 g N/Einwohner/Tag in die sog. Vorfluter eingetragen werden. Dies gilt bzw. galt z.B. für die Kläranlage Kiel-Altbülk. Der Wert für Stickstoff dürfte dabei in den vergangenen Jahrzehnten nahezu konstant geblieben sein; jedenfalls ist kein Trend bekannt. Hingegen ist der Wert für Phosphor seit den 50er und 60er Jahren stark angestiegen, und zwar durch den steigenden Verbrauch von Waschmitteln mit immer höheren Phosphat-Anteilen. So betrug der Verbrauch von Waschmittel-Phosphor 1954: 0.007 g P/Einw./Tag, 1960: 0.3-1.0 g P/Einw./Tag und 1976: 2.3-3.0 g P/Einw./Tag (berechnet nach SCHMIDT, 1976). Während sich die von menschlichen Ausscheidungen herrührenden Phosphorverbindungen (ca. 1.65 g P/Einw./Tag) durch gut funktionierende mechanische und biologische Klärung (Absetz- und Aktivschlamm-Verfahren) zu 80-90 % aus dem Abwasser entfernen lassen, - also letztlich Einträge in den Vorfluter von nur noch 0.2-0.4 g P/Einw./Tag ausmachen -, können die Waschmittelphosphate nur durch zusätzliche chemische Klärung zurückgehalten werden. Ende der 70er Jahre stammten deshalb rund 90 % des mit den kommunalen Abwässern in die Vorfluter gelangenden Phosphors von Waschmitteln. Allerdings wird seit einigen Jahren der Eintrag in einzelne Vorfluter durch technische Maßnahmen zur Phosphor-Eliminierung gedrosselt; z.B. wird seit Mai 1984 in der Kieler Kläranlage Altbülk Phosphat mit Eisensulfat ausgefällt, so daß sich der Phosphorausstoß dieser Anlage um 80-90 % verringert hat. Der derzeitige (1985) Phosphoreintrag der Kieler Bevölkerung in die Kieler Bucht dürfte daher noch unter dem Stand von Mitte der 50er Jahre liegen. Der Stickstoffeintrag dürfte gleich geblieben sein.

Gesetzgeberisches Mittel zur Verminderung der Phosphate in kommunalen Abwässern ist die Phosphathöchstmengenverordnung, die seit 1.10.1981 und in verschärfter Fassung seit 1.1.1984 in Kraft ist und die Höchstgrenzen des

Phosphatgehaltes von Waschlaugen bei Einhaltung der von den Firmen angegebenen Dosierungsempfehlungen vorschreibt. Über die tatsächliche Wirkung dieser in der Praxis schwer kontrollierbaren Verordnung ist z.Z. nichts bekannt.

Die Einwohnerzahl im gesamten Ostsee-Einzugsbereich (Niederschlagsgebiet) von Schleswig-Holstein beträgt ~ 1.2 Mill. und ist seit vielen Jahren konstant. Der wachsende Fremdenverkehr - 1984 ca. 2.5 Mill. Übernachtungen an der Ostseeküste - mag zwar örtliche Probleme bringen, trägt aber zur Nährstoffbelastung des Küstengebietes so gut wie nichts bei (maximal 7.5 t P/Jahr; 25 t N/Jahr). Da auch Einwohner verreisen, dürfte die Bilanz ohnehin ausgeglichen sein.

3.3.2 Der Nährstoffaustrag von landwirtschaftlichen Nutzflächen durch Auswaschung, Abschwemmung und Erosion

Wesentliche Einflußgrößen sind Düngung (resp. Oberdüngung) und Niederschlag. Jedoch sind die quantitativen Zusammenhänge wenig erforscht und stark veränderlich - je nach Bodenbeschaffenheit, Relief, Bodennutzung, Niederschlagsmenge und -qualität etc. Hinzu kommt, daß Phosphor und Stickstoff sehr unterschiedlich reagieren, z.B. in ihrer Beziehung zum Niederschlag.

3.3.2.1 Der Einfluß der Düngung

Es scheint festzustehen, daß mit höherem Düngeraufwand der Nährstoffaustrag zunimmt und daß es für die verschiedenen Bodentypen und Nutzungsarten Dünge-Grenzwerte gibt, bei denen die Menge der ausgetragenen Nährstoffe sogar exponentiell ansteigt. So fand der Däne ANDERSEN (1979, zitiert nach HAGEBRO et al., 1983) heraus, daß der Nitratgehalt des Sickerwassers, z.B. von Gerstefeldern (auf Gleyböden), scharf anstieg, sobald mehr als 110 kg N/ha aufgebracht worden waren.

Es ist anzunehmen, daß diese Grenzwerte (die möglicherweise auf den Ackerböden der Jungmoränenlandschaft rund um die Kieler Bucht nicht allzu unterschiedlich sind) fast überall in Schleswig-Holstein und Dänemark überschritten werden, zumal der Verlust durch Auswaschung, Abschwemmung und Erosion für den einzelnen Landwirt ökonomisch nicht ins Gewicht fällt, d.h. der Verlust wird durch höhere Erträge mehr als kompensiert. HOFFMANN (1979) ermittelte einen durch natürliche Belastung plus durch Landbewirtschaftung bedingten mittleren N-Austrag von 4 kg N/ha/Jahr (Spannbreite: 1 - 18 kg

N/ha/Jahr). Dieser Austrag wäre auch unter dem Aspekt weit unterdurchschnittlicher Niederschlagsmengen in den beiden Untersuchungsjahren außerordentlich gering; nach Grundwasser-Untersuchungen von BOYSEN (1977, zitiert nach HOFFMANN, 1979) - ebenfalls in Ostholstein - würde allein die natürliche N-Auswaschung 4 kg/ha/Jahr betragen, dazu käme ein nutzungsbedingter mittlerer N-Austrag von 22 kg/ha/Jahr. Dieser Austrag entspräche etwa dem durch das Landesamt (1977) ermittelten.

Grundsätzlich werden von Ackerflächen wesentlich größere Nährstoffmengen ausgetragen als beispielsweise von Grünland, obwohl das Grünland die doppelte oder sogar dreifache Menge an Dünger erhält (Acker: 100-200 kg N/ha, Grünland: mehr als 300 kg N/ha als Mineraldünger; dazu organ. Dünger in unterschiedlicher Menge). Zwar hat sich in Schleswig-Holstein das Verhältnis von Ackerflächen zu Grünland in den vergangenen Jahrzehnten kaum geändert, in Dänemark aber hat es sich zugunsten der Ackerflächen verschoben (HAGEBRO et al., 1983).

Veränderungen im Düngeverhalten sind in erster Linie beim Stickstoff zu beobachten. Während der Verbrauch von P-Dünger seit 1960 nur vergleichsweise geringfügig (um 32 %) angestiegen ist, hat sich im selben Zeitraum der Verbrauch von N-Dünger in Schleswig-Holstein mehr als verdoppelt (s. Tab. 2 und Abb. 3 und 4).

Tab. 2: Jährlicher Düngerverbrauch in Schleswig-Holstein

| | P-Dünger kg/ha | | | N-Dünger kg/ha | | |
|------|----------------|----------|-------|----------------|----------|-------|
| | organ. | mineral. | Summe | organ. | mineral. | Summe |
| 1960 | 18.7 | 24.9 | 43.6 | 84.1 | 54.7 | 138.8 |
| 1965 | 21.4 | 29.7 | 51.1 | 96.7 | 75.8 | 172.5 |
| 1970 | 22.6 | 34.9 | 57.5 | 102.9 | 106.3 | 209.2 |
| 1975 | 24.8 | 31.2 | 56.0 | 114.5 | 120.3 | 234.8 |
| 1980 | 27.0 | 30.7 | 57.7 | 125.2 | 177.4 | 302.6 |

(Quellen: Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, Statistische Grunddaten aus der Agrarwirtschaft (veröff. seit 1960): Mineraldüngerverbrauch, Viehbestand und Lebendgewicht der Tierarten; die Menge des organ. Düngers wurde nach mündlichen Angaben von R. KRETSCHMAR über den täglichen P- und N-Ausstoß der verschiedenen Tierarten resp. Großvieh-Einheiten ermittelt.)

Abb. 3: Verbrauch von Mineraldünger in Schleswig-Holstein,
1960 - 1983 *

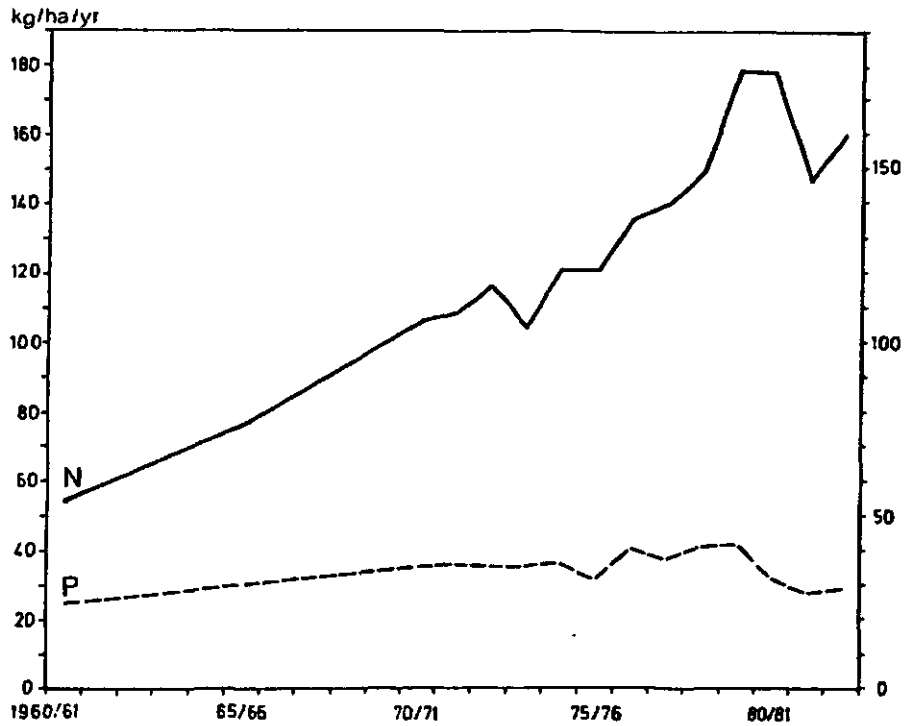
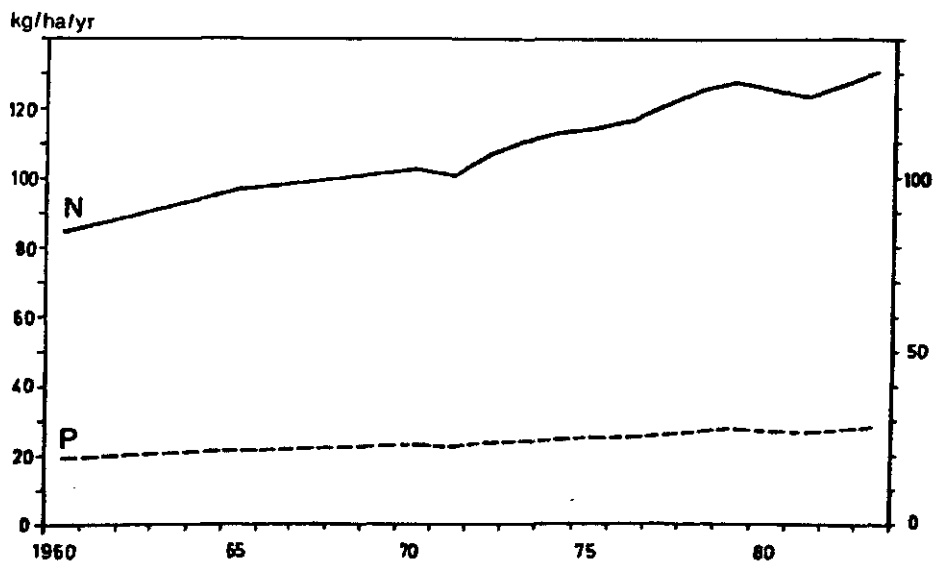


Abb. 4: Dünger aus der Tierhaltung in Schleswig-Holstein,
1960 - 1983 *



* Jährliche Mittelwerte in kg Stickstoff (=N) und kg Phosphor (=P) pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche

Dieselbe Entwicklung ist in Dänemark zu beobachten, wo der Verbrauch von mineralischem Stickstoff zwischen 1967/68 und 1979/80 von 78 kg N/ha/Jahr auf 135 kg N/ha/Jahr anstieg (HAGEBRO *et al.*, 1983).

Aufgrund der unterschiedlichen Entwicklung im P- und N-Düngerverbrauch läßt sich vermuten, daß der P-Austrag aus der Landwirtschaft nur schwach, der N-Austrag hingegen seit 1960 trendmäßig erheblich angestiegen ist. Dieser Anstieg des N-Austrags läßt sich an folgendem Beispiel aus Dänemark demonstrieren.

Abb. 5: Mittlere monatliche Nitratkonzentrationen und Abflußmengen für die KARUP Å (Nordjütland) für die Jahre 1967/68 (·) und 1976/77 (+), aus HAGEBRO *et al.*, 1983

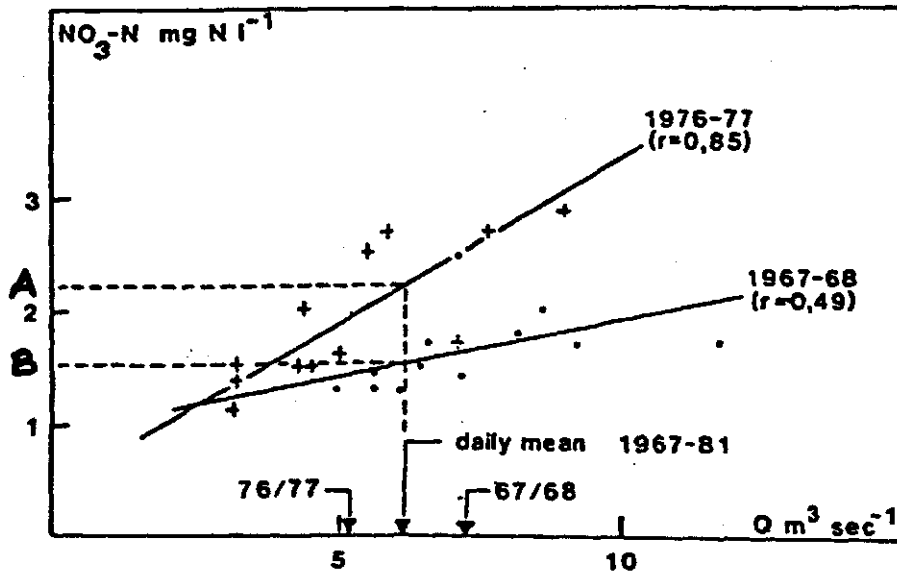


Abb. 5 zeigt die Verhältnisse 1967/68 und 1976/77 von Nitratkonzentrationen und Abflußmengen für den kleinen Fluß KARUP Å, der in den Limfjord entwässert. Die Darstellung zeigt, daß bei gleichen Abflußmengen die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen des Jahres 1976/77 deutlich höher liegen als die von 1967/68, und zwar umso mehr, je höher die Abflußmengen sind.

Der eigentliche Trend (zwischen 1967 und 1977) läßt sich über eine langfristige mittlere Abflußmenge ermitteln (hier ist es die der Jahre 1967 - 1981 = senkrechte gestrichelte Linie), und zwar über die Konzentrationsdifferenz (A - B), die sich aus den Schnittpunkten mit den beiden Ausgleichsgeraden ergibt.

3.3.2.2 Der Einfluß von Niederschlag und Abfluß

Die Abb. 5 zeigt ein sehr wichtiges Phänomen des Nährstoffaustrags, nämlich daß mit steigender Abflußmenge (resp. Niederschlagsmenge) z.B. die Nitratkonzentration im abfließenden Wasser ansteigt. D.h. durch höhere Niederschlagsmengen tritt nicht, wie man es hätte erwarten können, ein Verdünnungseffekt ein, sondern das Gegenteil. Der Austrag von Nitrat steigt deshalb überproportional zum Abfluß (resp. Niederschlag). Dazu ein weiteres Beispiel aus Dänemark, das diesen Zusammenhang für den Fluß GUDENÄ zeigt, welcher in das Kattegat entwässert.

Abb. 6: Nitratkonzentrationen und Abflußmengen für die GUDENÄ^c
(aus HAGEBRO et al., 1983)

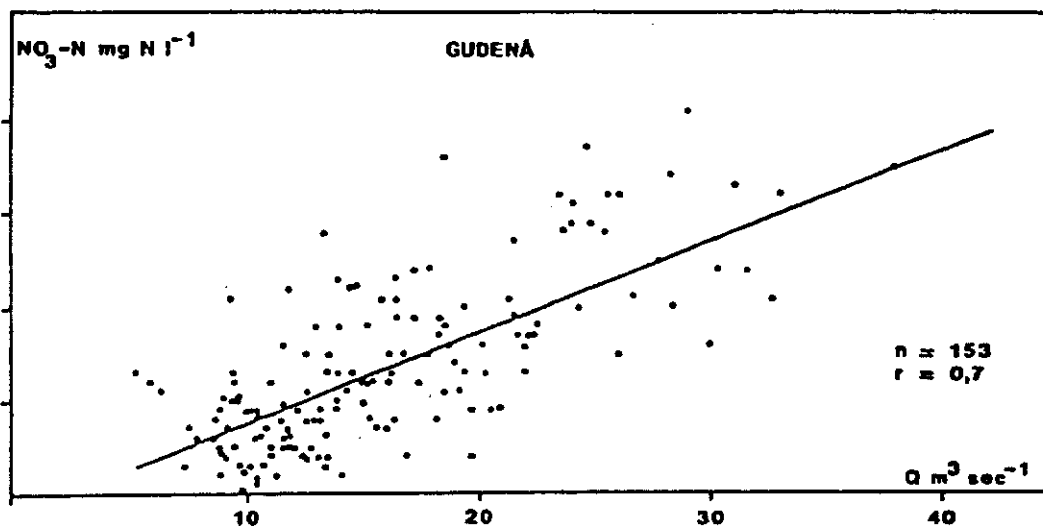


Abb. 5 und 6 lassen den Schluß zu, daß bei Verdoppelung der Abflußmenge etwa die vierfache Menge an Nitrat und bei einer Verdreifachung der Abflußmenge etwa die neunfache Menge an Nitrat ausgetragen wird.

Weiteren Aufschluß geben die Untersuchungen von BRUNSWIG vom Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, der die Beziehungen zwischen den Konzentrationen verschiedener Nährstoff-Komponenten und den Abflußmengen für die Trave und die Schwentine analysiert hat (s. Abb. 7 und 8).

Zum einen bestätigen sie die Befunde von HAGEBRO et al. (1983) in bezug auf Nitrat (und Nitrit), zum anderen zeigen sie die Besonderheit von Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) und von den Phosphor-Komponenten, bei denen mit steigender Abflußmenge zunächst ein Verdünnungseffekt auftritt (s. Abb. 7). Das ist - zumindest für $\text{NH}_4\text{-N}$ (viell. auch für Phosphor) - ein Hinweis auf Abwasser als zusätzliche oder sogar als Hauptquelle des Eintrags. Die Kurvenverläufe zeigen, daß eine abflußbedingte Steigerung der absoluten Eintragsmenge von Phosphor erst bei hohen Abflußmengen eintritt: bei der Trave (Lübeck-Schlutup) ab $30 \text{ m}^3/\text{sec}$, bei der Schwentine (Kiel-Dietrichsdorf) ab $12.5 \text{ m}^3/\text{sec}$. Monatliche Durchschnittswerte des Abflusses der Schwentine bei Kiel-Dietrichsdorf vom Nov. 1970 - Okt. 1982 (ebenfalls von BRUNSWIG berechnet und freundlicherweise zur Verfügung gestellt) zeigen, daß solche hohen Abflußwerte nur selten erreicht wurden. In den 144 Untersuchungsmonaten übertreffen nur 11 Monatsmittel diesen Betrag, und davon liegen allein 6 im bei weitem abflußstärksten Winterhalbjahr der vergangenen Jahre, nämlich Nov. 1980 - April 1981 (s. Abb. 9). Abgesehen von diesem extremen Winter (und - weit schwächer - in den Frühjahren 1975, 1979 und 1982) dürfte der Phosphor-Eintrag durch Austrag weitgehend unabhängig von der Niederschlagsmenge gewesen sein und deshalb alljährlich annähernd gleiche Beträge erreicht haben.

Im Gegensatz dazu ist der Stickstoff-Eintrag durch Auswaschung, Abschwemmung und Erosion - sogar exponentiell - von der Abflußmenge (resp. Niederschlagsmenge) abhängig und deshalb außerordentlich großen Jahrgangsschwankungen unterworfen, die bei weitem größer sind als die Variabilität der jährlichen Niederschlags- resp. Abflußmengen selbst.

Abb. 8a und 8b zeigen für die Trave und die Schwentine, wie sich das Gewichtsverhältnis von Gesamtstickstoff zu Gesamtphosphor (ges. N/ges. P) im abfließenden Wasser mit steigenden Abflußmengen zugunsten der Stickstoffkomponenten ändert.

Abb. 7: Nährstoffkonzentrationen und Abflüßmengen für die Trave bei Lübeck-Schlutup, 1976 - 1982

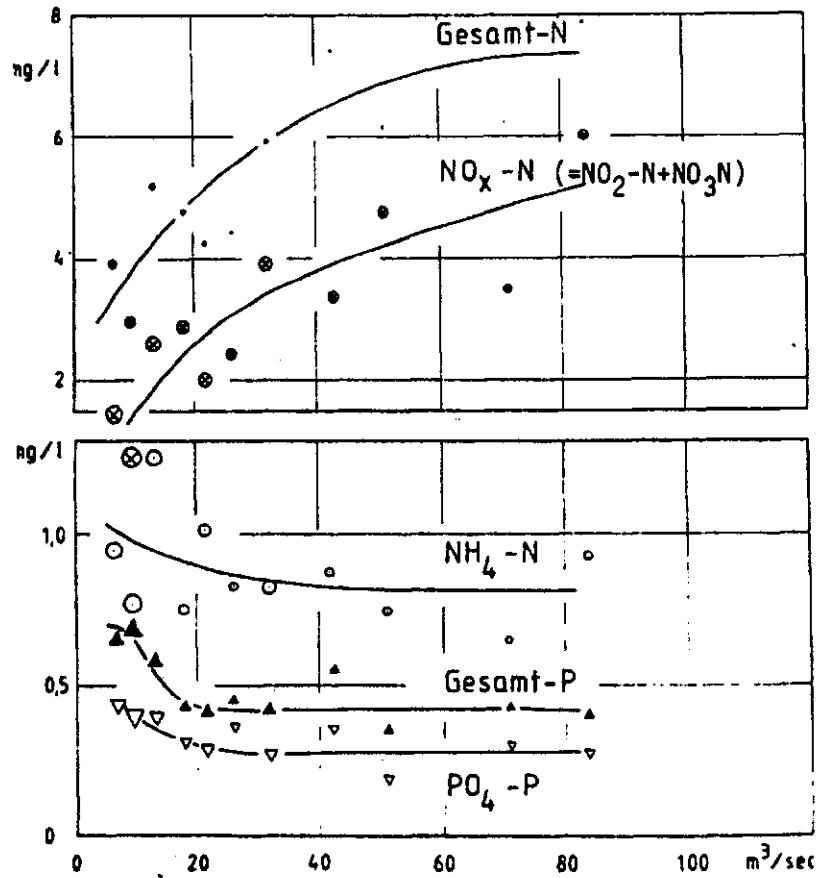
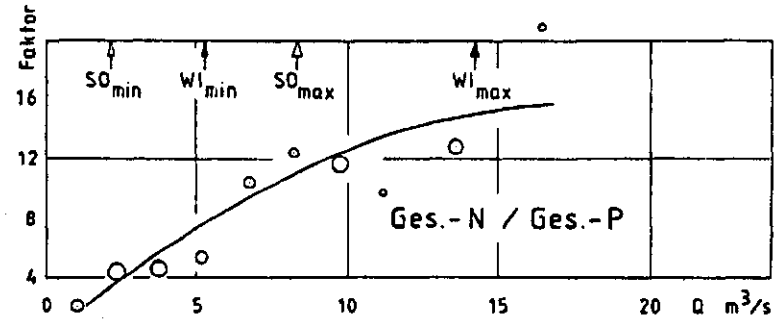
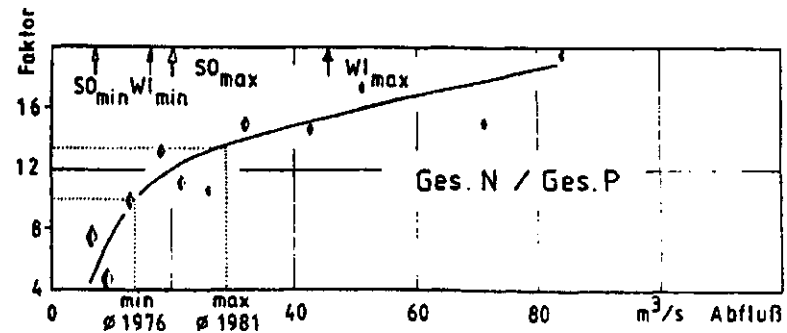


Abb. 8: Die Gewichtsverhältnisse von Gesamtstickstoff zu Gesamtphosphor bei unterschiedlichen Abflüßmengen

a. Schwentine bei Kiel-Dietrichsdorf, 1976 - 1982



b. Trave bei Lübeck-Schlutup, 1976 - 1982



Die Abbildungen 7 und 8 wurden freundlicherweise von Herrn D. BRUNSWIG (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein) zur Verfügung gestellt.

Abb. 9: Mittlere monatliche Abflußmengen (m^3/sec) der Schwentine bei Kiel-Dietrichsdorf, 1971-1982 (hochgerechnet vom Pegel Preetz; nach Originaldaten von BRUNSWIG)

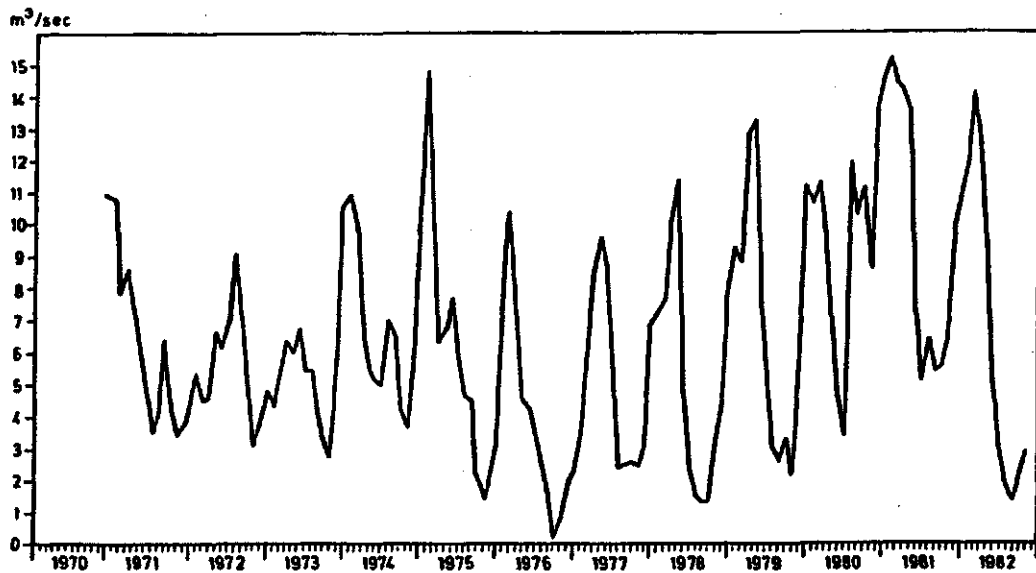
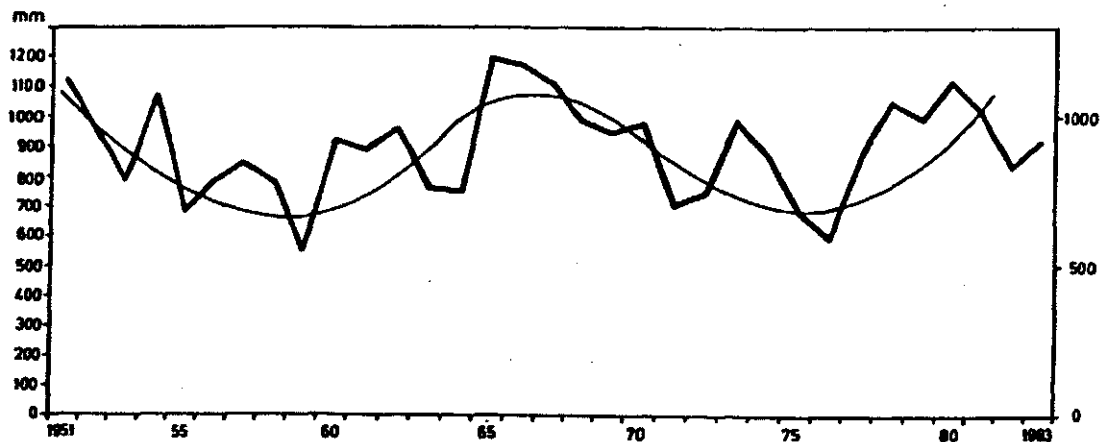


Abb. 10: Jährliche Niederschlagsmengen (mm), 1951-1983, Wetteramt Schleswig. Die Anpassungskurve (dünne Linie) verdeutlicht die verschiedenen Trends.



Erfahrungsgemäß sind in bezug auf Klimafaktoren - wie z.B. die jährlichen Niederschlagsmengen, die vor allem auf den N-Austrag einen erheblichen Einfluß haben - langfristige Trends nicht zu erwarten, bzw. sie sind äußerst schwach.

Diese Aussage trifft auch für die jährlichen Niederschlagsmengen von Schleswig zu (Abb. 10), die als repräsentativ für das in die Kieler Bucht entwässernde Niederschlagsgebiet gelten dürften. Für den hier ausgewählten Zeitraum von 1951 - 1983 ist kein einheitlicher Trend festzustellen, jedoch lassen sich vier Phasen mit wechselnden Trends differenzieren. Die Serie bestätigt lehrbuchmäßig die Notwendigkeit von 30-Jahresmittelwerten für Klimabestimmungen.

Sie demonstriert zugleich die Fehlermöglichkeiten für Trendanalysen von witterungsabhängigen Parametern. Denn: ob man überhaupt einen Trend und ggfls. welchen man findet, hängt sehr davon ab, welchen zufällig vorgegebenen Abschnitt einer Zeitserie man analysiert.

Besonders schwierig ist die Beurteilung bei kombinierter, aber nicht exakt definierter Wirkung wie beispielsweise für den Stickstoff-Austrag. So könnte die Wirkung des Abwärtstrends in bezug auf die Niederschlagsmengen zwischen 1965 und 1975 durch den Effekt des stetig steigenden Düngeraufwandes kompensiert worden sein, so daß für diesen Zeitraum kein Trend im Stickstoff-Austrag zu sehen ist. In den niederschlagsreichen Jahren nach 1975 müßte der Aufwärtstrend aber umso deutlicher in Erscheinung treten.

Der Trend zu höheren Jahresniederschlagsmengen in der zweiten Hälfte der 70er Jahre war verknüpft mit deutlich geringeren sommerlichen Niederschlagsmengen und einer Verlagerung des jährlichen Maximums von Juli/August nach November/Dezember, also in eine Jahreszeit, in der ein weit größerer Anteil des Niederschlags auch tatsächlich abfließt. Im Sommer wird der Niederschlag von der Vegetation aufgenommen, und die Verdunstung ist weit höher (s. Abb. 11).

Im Schwentinegebiet betrug der Abfluß im Mittel der Jahre 1971 - 1980, im Winterhalbjahr (Nov. - April) etwa 38 %, im Sommerhalbjahr (Mai - Okt.) etwa 22 % der Niederschlagsmenge. Die Prozentzahlen könnten jeweils etwas höher sein, da für die Berechnung die Niederschlagsmengen von Schleswig und die Abflußmengen der Schwentine benutzt wurden. Und die Niederschlagsmengen sind im westlichen und mittleren Schleswig-Holstein grundsätzlich höher als im östlichen.

Abb. 11: Niederschlag und Abfluß (mm) im Jahresgang

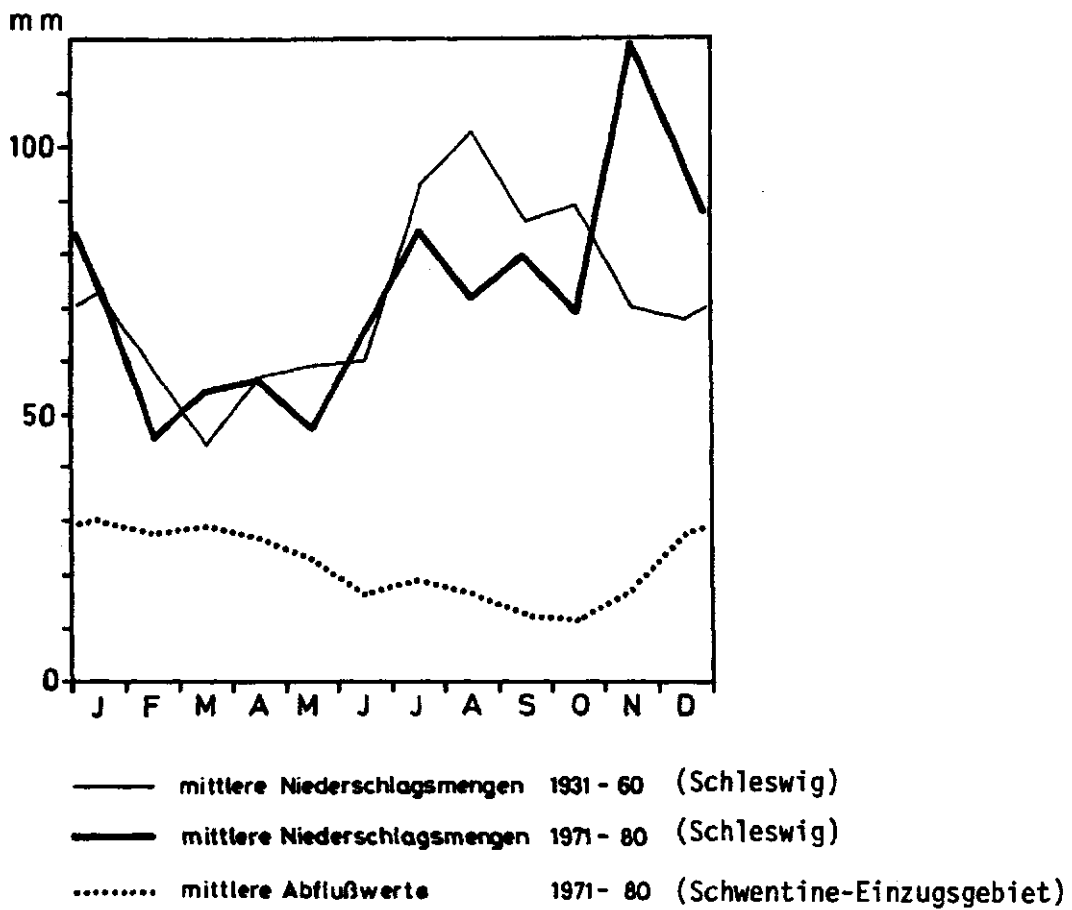


Abb. 12: Niederschlag und Abfluß im Winterhalbjahr (mm), 1970-1984

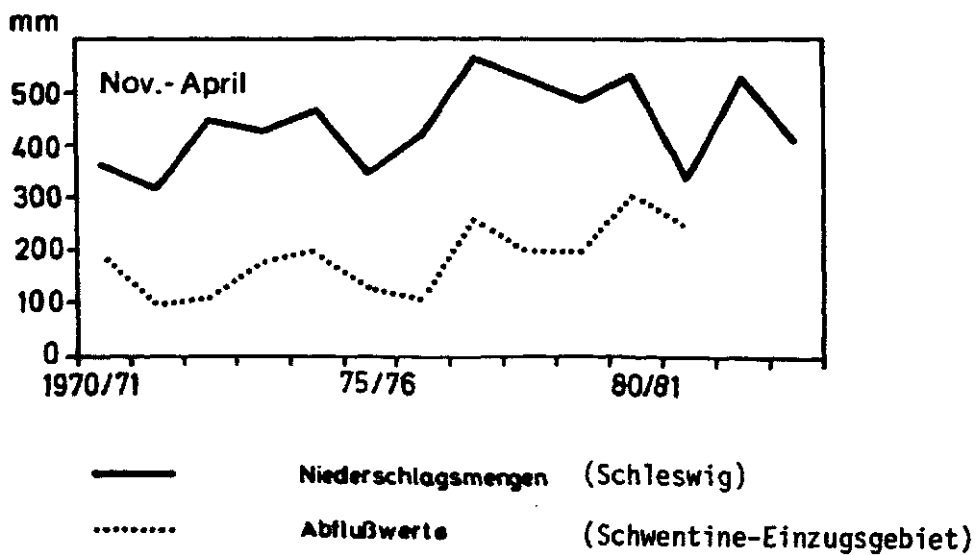


Abb. 12 zeigt den Trend zu deutlich höheren winterlichen Abflußmengen (mit besonders hohen Stickstoff-Frachten) im Laufe der 70er Jahre. So wurde im Winter 1980/81 eine etwa dreifach höhere Abflußmenge als im Winter 1975/76 beobachtet, was möglicherweise einem bis zu neunfach höherem Stickstoffaus-trag durch Auswaschung, Abschwemmung und Erosion entspricht. 1975 und 1976 waren die Untersuchungsjahre von HOFFMANN (1979).

3.3.3 Der atmosphärische Eintrag von Stickstoff

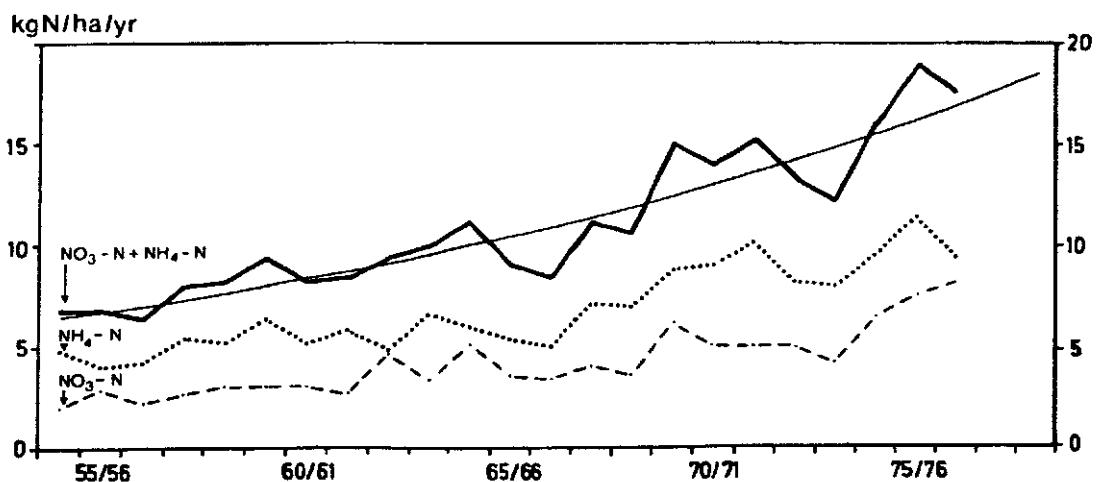
Dieser Eintrag ist abhängig von den NO_3^- - und NH_4^- -Konzentrationen der Luft, die den anorg. N-Gehalt im Niederschlag bestimmen, und von den Nieder-schlagsmengen selbst.

Es ist bekannt, daß die Emissionen von anorg. Stickstoffverbindungen (Stich-wort: Stickoxide) durch Verkehr, Kraftwerke und Industrie in den vergange-nen Jahren beträchtlich angestiegen sind und damit auch der anorg. N-Gehalt des Niederschlags (SÖDERLUND, 1977).

Dieser Trend bestimmt deshalb den generellen Trend des jährlichen atmo-sphärischen Eintrags von Stickstoff, um den die tatsächlichen Eintragswerte - entsprechend den Niederschlagsmengen - in immer größer werdenden Amplitu-den pendeln.

Das veranschaulicht sehr deutlich die Abb. 13, in der die Ergebnisse systematischer und langfristiger Niederschlagsanalysen (1955 - 1977) für eine Station in Dänemark dargestellt sind. Der Trend folgt der Exponen-tialkurve $y = 0.57 e^{0.044x}$. Leider sind die Messungen an dieser Station nach 1977 nicht fortgeführt worden.

Abb. 13: Atmosphärischer Eintrag von Stickstoff (NO_3^- -N, NH_4^- -N) bei ASKOV (Südjütland) 1955 - 1977 (nach MILJØSTYRELSEN, 1984).



Demnach hat sich seit 1955 der atmosphärische Stickstoff-Eintrag in Dänemark ungefähr verdreifacht und dürfte heute trendmäßig bei 20 kg N/ha ($= 2 \text{ g N/m}^2$) oder sogar etwas darüber liegen.

Das entspricht auch dem Wert, mit dem derzeit in ländlichen Gebieten der Bundesrepublik Deutschland gerechnet wird (vergl. GERLACH, 1984, S. 14).

Die Schwankungsbreite für jährliche Einträge wächst um denselben Faktor wie der allgemeine Trend des Eintrags und hat sich demzufolge ebenfalls verdreifacht und damit auch die niederschlagsbedingten Unterschiede für einzelne Jahrgänge.

4. Trends der Nährstoffkonzentrationen im Wasser der Kieler Bucht

4.1 Nährstoffuntersuchungen in der Kieler Bucht von 1900 bis heute

Die Bedeutung der Nährsalze Phosphor, Stickstoff und Silizium für die Produktion und die Bestandshöhe des Phytoplanktons ist in Grundzügen seit der Jahrhundertwende bekannt, als BRANDT (1899) die Gültigkeit von LIEBIGs "Gesetz des Minimums" auch für die Verhältnisse im Meer postulierte. Um seine These - übrigens erfolgreich - zu untermauern, ließ BRANDT durch RABEN (1905, 1910, 1914, 1916-1920) zwischen 1903 und 1914 aufwendige analytische Methoden entwickeln und erste Nährsalzbestimmungen an Wasserproben aus verschiedenen Seegebieten (auch aus der Kieler Bucht) durchführen.

Die Absolutwerte dieser - historisch interessanten - ersten Seewasseranalysen sind mit den heutigen Bestimmungen nicht vergleichbar, zeigten aber als Oberflächenproben das für unser Gebiet typische Muster der jahreszeitlichen Variabilität mit Maximalwerten vor und Minimalwerten während der Vegetationsperiode.

Mit den heutigen vergleichbare kolorimetrische Methoden kamen in den 30er Jahren für Phosphorbestimmungen und in den 60er Jahren für die Bestimmung anorganischer Stickstoffverbindungen zur Anwendung. Von daher erklärt sich, daß frühe Nährsalzuntersuchungen zumeist auf die Phosphor-Komponenten (Gesamtphosphor und/oder Phosphatphosphor) beschränkt blieben, wie etwa die von KREY (1942, 1959) Ende der 30er und in den 50er Jahren an Stationen in der Kieler Innen- und Außenförde. Auch das Kernstück der vorliegenden Trendanalyse, die KREYSche Terminserie für die Station BOKNIS ECK, 1957 - 1975 (KREY et al., 1978), enthält nur Gesamtphosphor- und Phosphatphosphorwerte (diese letzteren sogar nur für die erste Hälfte des Gesamtzeitraums).

Abb. 14: Kieler Bucht (20 m-Tiefenlinie gestrichelt) mit Lage der Stationen

BE = Boknis Eck, TA = Tonne A (Außenförde),
IF = Innenförde, FB = Fehmarnbelt

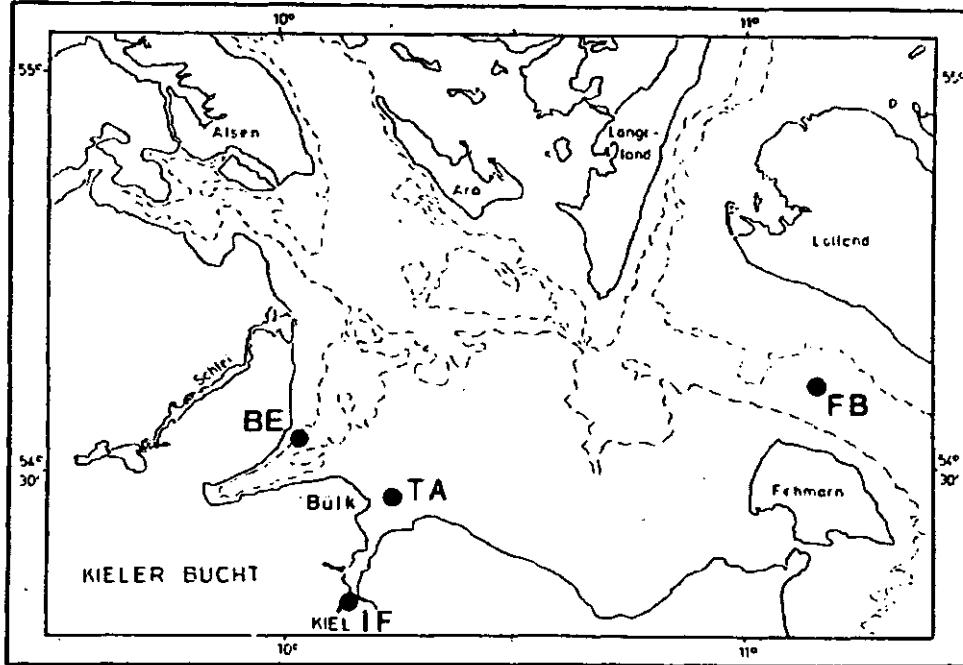
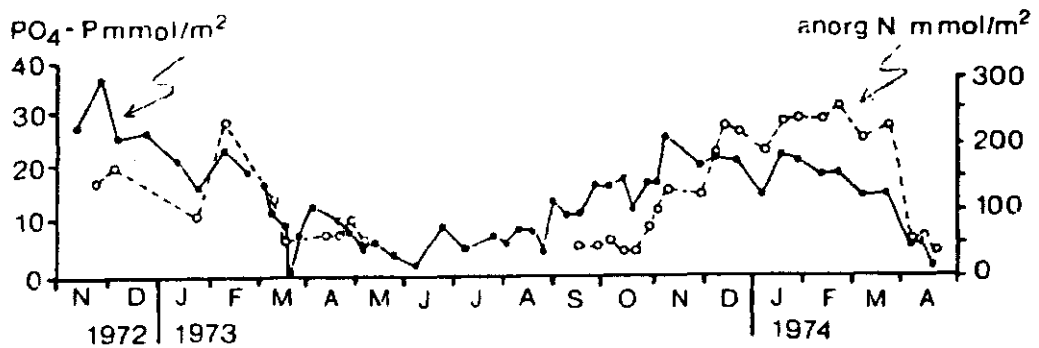
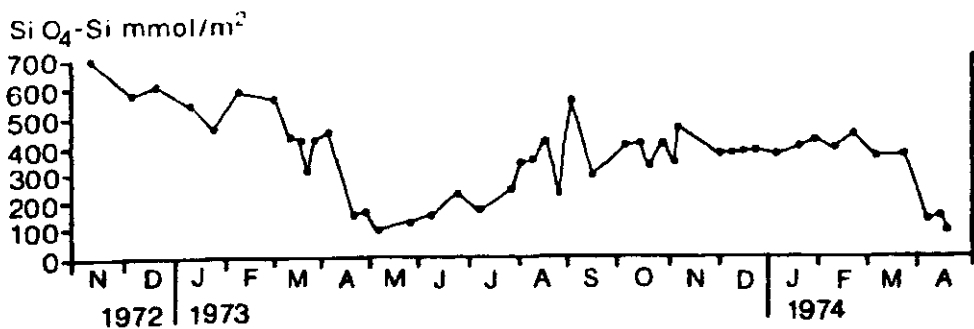


Abb. 15: Nährsalze (integr. 0 - 20 m),
Nov. 1972 - April 1974, Boknis Eck
(nach v. BODUNGEN, 1975)

a. Phosphat und anorg. Stickstoff ($\text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3$)



b. Silikat



Der erste repräsentative Jahresgang aller anorg. Nährsalze wurde in der Kieler Bucht von dem KREY-Schüler v. BODUNGEN (1975) für das Jahr 1973 erarbeitet, und zwar auch an der Station BOKNIS ECK am Ausgang der Eckernförder Bucht (s. Abb. 15).

Es gibt keinen weiteren ähnlich ausführlich untersuchten Jahresgang für die Kieler Bucht! Nach 1975 sind die systematischen Nährsalzuntersuchungen in der Kieler Bucht eingestellt worden, auch die sog. Terminfahrten nach BOKNIS ECK und die monatlichen "Schnittfahrten" in der Kieler Förde und Kieler Bucht, deren Werte für den Jahrgang 1974 RHEINHEIMER (1977) im Rahmen einer größeren mikrobiologischen Studie veröffentlicht hat. Die Untersuchungen im Rahmen des provisorischen "monitoring"-Programms (1979-1982) mit jährlich maximal sechs und dazu noch unregelmäßig übers Jahr verteilten Ausfahrten können nicht als systematisch bezeichnet werden.

Ende 1974 starteten die Dänen ihr (noch fortlaufendes) sog. BELT-PROJEKT mit monatlichen Messungen (u.a. der Nährsalze) an mehr als 50 Stationen im Kattegat, in den Belten, im Öresund und in der Arkonasee.

Außer den Werten aus den bereits genannten Untersuchungen gibt es zahlreiche Nährsalzdaten, die als Beiprodukt von Diplom- und Doktorarbeiten bzw. im Routinebetrieb einzelner Abteilungen des Instituts für Meereskunde, vor allem in der Kieler Förde, gewonnen wurden. Alle Daten wurden gesammelt, überarbeitet und auf ihre Brauchbarkeit für Trendanalysen überprüft.

4.2 Probleme der Trendabschätzung

Grundvoraussetzung für jede Trendanalyse ist natürlich, daß die zu vergleichenden Werte mit einheitlichen bzw. zu gleichen Ergebnissen führenden Methoden (der Probennahme, Vorbehandlung und Analyse) ermittelt wurden. Trotz der Modifikationen, die im Laufe der Zeit resp. von einzelnen Bearbeitern eingeführt wurden, erfüllen theoretisch (Methodenvergleiche in Laborversuchen haben das ergeben!) alle seit den 30er Jahren zur Phosphoranalyse und alle seit den 60er Jahren zur Bestimmung der anorgan. Stickstoffverbindungen angewandten Methoden diese Forderung. Der Fehlerbereich der Methoden ist außerordentlich gering und beträgt nur wenige Hundertstel $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$ Seewasser.

Da nicht anzunehmen ist, daß absichtlich Bestimmungsfehler gemacht worden sind, müssen a priori alle Werte als richtig angesehen werden, zumal es bei Felduntersuchungen in der Regel keine Kontrollmöglichkeit durch andere

Bearbeiter gibt und die große (tatsächliche) Variabilität in Raum und Zeit aller biologisch und hydrographisch beeinflussten Parameter in der Kieler Förde und der Kieler Bucht (dazu der Schiffsverkehr und landseitige Einflüsse - etwa durch die Kläranlage) die Interpretation auch ungewöhnlicher Werte möglich macht.

Bei häufiger Probennahme fallen solche ungewöhnlichen (möglicherweise sogar falschen) Werte nicht ins Gewicht, sie können ggfls. als untypisch aussortiert oder durch Mittelungsverfahren relativiert werden.

Bei der geringen Terminfrequenz der meisten Untersuchungen in unserem Gebiet ist aber jeder Wert von Bedeutung, da er einen verhältnismäßig großen Zeitraum repräsentieren soll; und für seine Beurteilung gibt es wenig Anhaltspunkte. Das betrifft vor allem die Stickstoffwerte aus der Kieler Förde.

Bei der Mehrzahl der in der Kieler Bucht durchgeführten Serien handelt es sich um sog. Terminfahrten, d.h. bestimmte Stationen wurden ein Jahr lang oder mehrere hintereinander in der Regel einmal im Monat zur Probennahme aufgesucht. Zwar kann man mit dieser Methode die tatsächlichen Unterschiede von individuellen Jahrgängen nicht erfassen (dies wird leicht offensichtlich, wenn man die Verschiedenheit der Ergebnisse bei mehrfacher Probennahme pro Monat ansieht - vgl. dazu BABENERD, 1980); jedoch für eine Langzeit-Trendanalyse sind solche Terminfahrten durchaus geeignet - vorausgesetzt, die Terminfrequenz ist einigermaßen regelmäßig, die Anzahl der untersuchten Jahresgänge ist genügend groß (das ist sehr wichtig) und die Termine und Untersuchungstiefen sind (biologisch) sinnvoll ausgewählt. Es hat z.B. wenig Zweck, sommerliche Nährsalzwerte aus der Deckschicht von verschiedenen Jahren miteinander zu vergleichen, da diese durchweg (also auch in den deutlich eutrophierten Förden) sehr niedrig sind und ihre Variabilität den Fehlerbereich der Analysemethoden kaum überschreitet.

Die Voraussetzungen für eine detaillierte Trendanalyse, die verschiedene Jahreszeiten und Tiefen umfaßt, sind in unserem Gebiet am ehesten für die Station BOKNIS ECK erfüllt, insbesondere für die KREYsche Terminserie, 1957-1975 (KREY et al., 1978), jedoch nur für die Gesamtphosphor-Werte. PO_4 -P-Werte sind nur in den ersten neun der insgesamt 18 vollständige

Jahresgänge umfassenden Serie ermittelt worden, Stickstoff- und Silikat-Werte leider überhaupt nicht.

Für das Material bieten sich im Prinzip zwei Formen der Trendanalyse:

1. die Regressionsanalyse, wo bei regelmäßiger Terminfrequenz die gesamten Werte aller Jahresgänge benutzt werden können oder nur Werte von Monaten, in denen sich ein möglicher Trend am auffälligsten zeigen müßte, z.B. Werte von Januar und Februar, wenn der Einfluß der Vegetation und der Schichtung am geringsten ist.
2. der Vorzeichen-Trendtest von COX und STUART (vgl. dazu SACHS, 1974, S. 296-297); dieser Test läßt sich in bezug auf unser Material nur für die in sich homogene KREYSche Terminserie bei BOKNIS ECK anwenden.

Eine weitere Form, mögliche Trends sichtbar zu machen, ist die graphische Gegenüberstellung von quasi vollständigen und zeitlich weit auseinander liegenden Jahresgängen mit mehreren Meßwerten pro Monat; eine weitere der Vergleich von monatlichen Median- oder Mittelwerten aus verschiedenen Perioden.

4.3 Ergebnisse der Trendabschätzung

4.3.1 Gesamtphosphor

Es wurden zunächst die Gesamtphosphor-Werte der KREYSchen Terminserie (Jahrgänge 1958-1975) von BOKNIS ECK analysiert. Gesamtphosphor umfaßt die gelösten sowie die partikulär gebundenen anorgan. und organischen Phosphorkomponenten, also den gesamten Phosphor-Pool, und ist deshalb ein guter Indikator für grundsätzliche Veränderungen.

Die Station BOKNIS ECK liegt im tiefen Rinnensystem der Kieler Bucht (Bodentiefe 28 m); sie ist keinem direkten Abwassereinfluß ausgesetzt. Die Nährsalzverhältnisse bei BOKNIS ECK gelten als repräsentativ für die offene Kieler Bucht (v. BODUNGEN, 1975), zumindest für Tiefen zwischen 0 und etwa 15 m. Im Tiefenwasser bei BOKNIS ECK kommt es dagegen wegen der sehr viel schlechteren advektiven Sauerstoffzufuhr (KRUG, 1963; BABENERD, 1980) im Spätsommer (zur Zeit der stärksten Schichtung) häufig zu größeren Akkumulationen von Nährsalzen als etwa in vergleichbaren Tiefen der weiter nördlich gelegenen Vejsnäsrinne, denen schubweise sauerstoff- und salzreicheres Wasser aus der Deckschicht oder aus mittleren Tiefen des Großen Beltes zugeführt wird, das sich aufgrund seiner größeren Dichte in der Kieler Bucht

flächlich am Boden ausbreitet bzw. als Bodenstrom zunächst durch die Vejsnäsrinne nach Westen fortpflanzt. Die abseits gelegene Boknisrinne wird von diesen Schüben nur gelegentlich und immer erst nach unterschiedlich langer zeitlicher Verzögerung erfaßt, wenn das zufließende Wasser bereits einen Teil seines ursprünglichen Sauerstoffgehaltes durch Zehrung eingebüßt hat. Im Bodenwasser bei BOKNIS ECK tritt deshalb O_2 -Mangel häufiger und heftiger auf, wobei Nährsalze durch chemische Lösung aus dem Sediment und durch das Absterben der Bodenfauna freigesetzt werden.

Vor der Anwendung des Vorzeichen-Trendtestes von COX & STUART wurde das Datenmaterial wie folgt formalisiert:

Für jeden Tiefenhorizont (0.5, 5, 10, 15, 20 und 26 m) wurde aus dem Kurvenverlauf des Gesamtphosphor-Gehaltes jedes rudimentären Einzeljahrganges die Kurvenfläche (Integral) und damit ein neuer Mittelwert für jeden einzelnen Monat bestimmt.

Überraschenderweise ergab der Test keinen signifikanten Trend für das Gesamtmaterial und auch nicht für die nach einzelnen Tiefenhorizonten zusammengefaßten Werte. Erst bei der Analyse der nach Jahreszeiten (vierteljährlich) gruppierten Werte ergab sich ein mindestens auf dem 5 %-Niveau abgesicherter ansteigender Trend für die Jan./Febr./März-Werte des 10 m-Tiefenhorizonts. Alle weiteren teils positiven, teils negativen Tendenzen sind nicht statistisch abgesichert.

Überraschend ist das Ergebnis - also der nur schwache positive Trend - deshalb, weil gerade in den Untersuchungszeitraum (1958 - 1975) der große Waschmaschinen- und Waschmittel-Boom und damit der starke Anstieg des anthropogenen Phosphat-Eintrags fällt, der in den Binnengewässern eindeutig die großen Probleme mit der Gewässer-Eutrophierung verursacht hat.

Anders als der Stickstoff, dessen Verbindungen durch Denitrifikation in elementaren Stickstoff (N_2) umgewandelt und in dieser Form - außer von Blaualgen - von Pflanzen nicht als Nährstoff benutzt werden können, sondern ausgasen, können einmal in ein Gewässer eingetragene Phosphorverbindungen nicht wieder spurlos aus den Gewässern verschwinden. Sie werden (bestenfalls endgültig, häufig aber nur vorübergehend und bei Auftreten von Sauerstoffschwund leicht mobilisierbar) in Küstennähe abgelagert oder mit den Wassermassen in benachbarte Seegebiete verfrachtet. Das ist auch der Grund, weshalb der Phosphor im langfristigen Prozeß der Eutrophierung die Schlüsselrolle spielt. Zumindest ist das im limnischen und Brackwasser-

Bereich der Fall. Und obwohl der Expertenstreit gerade über diese Frage heftig tobt, ist nicht einzusehen, weshalb das im Meerwasser grundsätzlich anders sein sollte.

Für nicht formalisierte winterliche Werte (bevorzugt vom Februar, also unmittelbar vor dem Einsetzen der Frühjahrsblüte) läßt sich die Serie der Gesamtphosphor-Werte (Mittelwerte aus der Wassersäule 0-20 m) um 3 Jahrgangsergebnisse aus jüngerer Zeit erweitern, die alle drei höher sind als die übrigen Werte (Abb. 16a). Dadurch bekommt die gesamte Serie einen hochsignifikanten Aufwärtstrend (Regressionsanalyse):

$y = 0.04 x - 1.48$; $r = 0.71$ *** (signifikant auf dem 0.1%-Niveau); dabei steht 'x' für das Jahr, und zwar als Kurzform (1958 = 58, 1959 = 59 ...) und 'y' für die Konzentration des Gesamtphosphors und der Nährsalze pro dm^3 . Die für die Balkendiagramme sowie für die Regressionen benutzten Werte sind im Anhang (Tab. A und B) aufgelistet.

Die Steigung für die Jahre 1971-1984 ($b = 0.07$) wäre sogar fast doppelt so hoch wie für die Gesamtserie und die Korrelation trotz der geringen Anzahl der Werte noch statistisch signifikant auf dem 5%-Niveau.

Es ist natürlich sehr bedauerlich, daß die Ergebnisse der Zwischenjahre fehlen. Jedoch zeigt ein Vergleich mit dänischen Werten aus dem Fehmarnbelt für die Periode 1975-1983 (Abb. 16b) ebenfalls einen deutlichen Aufwärtstrend, der mit einer Steigung von $b = 0.07$ dem für die Jahre 1971-1984 bei BOKNIS ECK entspricht.

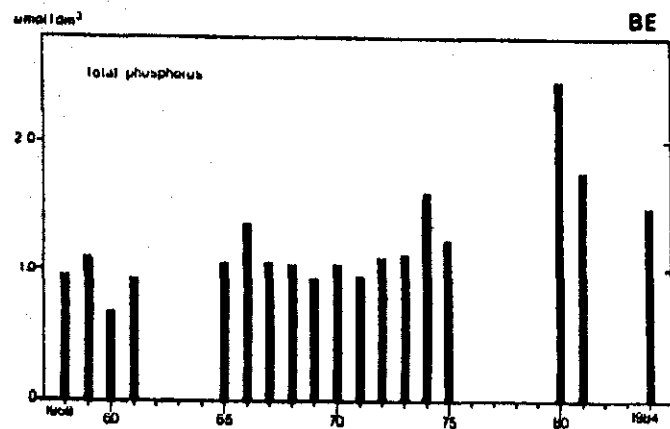
Es scheint also Anfang oder Mitte der 70er Jahre ein Trend zur Erhöhung der winterlichen Gesamtphosphor-Werte in der Kieler Bucht und in den ihr benachbarten Seegebieten eingesetzt zu haben.

4.3.2 Anorganische Nährsalze

Für die eigentlichen Nährsalze Phosphat (PO_4), Nitrat (NO_3), Nitrit (NO_2), Ammonium (NH_4) und Silikat (SiO_4) ist wegen des Mangels an regelmäßigen Messungen in der Kieler Bucht ohnehin nur ein Vergleich der Winterwerte bei BOKNIS ECK möglich. Zur weiteren Beurteilung wurden die winterlichen Werte der dänischen Kollegen aus dem Fehmarnbelt herangezogen (Abb. 17, 18, 19). Zwar lassen sich - mit Ausnahme der anorganischen Stickstoffverbindungen bei BOKNIS ECK - signifikante Trends errechnen. Wenn man jedoch das phasenhafte Auf und Ab der Werte ansieht, wird klar, daß die rechnerisch festgestellten Trends für die Gruppe der Jan.-Febr.-Werte keine Spekulation über die künftige Entwicklung der Nährsalzkonzentrationen zulassen. Die

Abb. 16: Gesamtphosphor
Januar/Februar

a. Stat. Boknis Eck, 1958-1984



b. Stat. Fehmarnbelt, 1958-1983

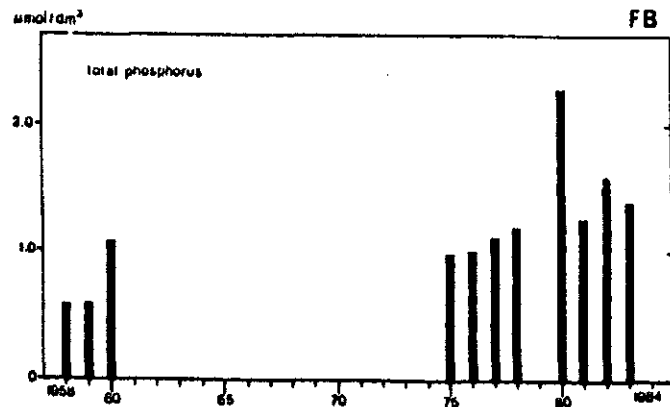
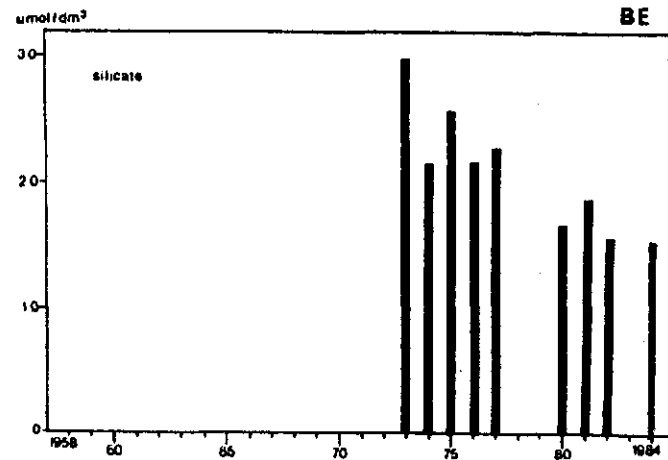


Abb. 17: Silikat

Januar/Februar

a. Stat. Boknis Eck, 1973-1982



b. Stat. Fehmarnbelt, 1974-1983

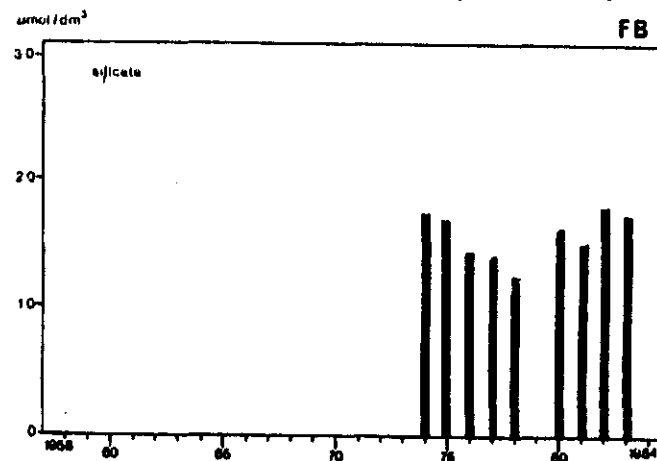
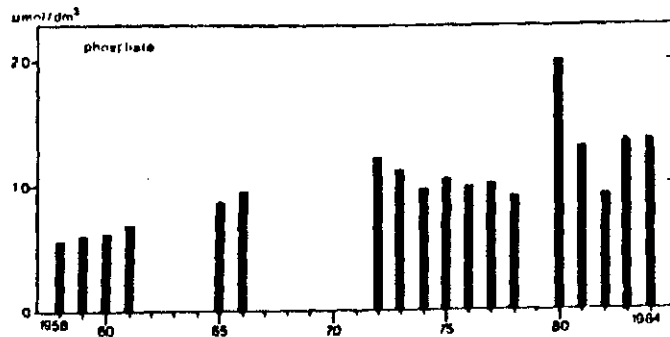


Abb. 18: Phosphat
Januar/Februar

a. Stat. Boknis Eck, 1958-1984



b. Stat. Fehmarnbelt, 1958-1983

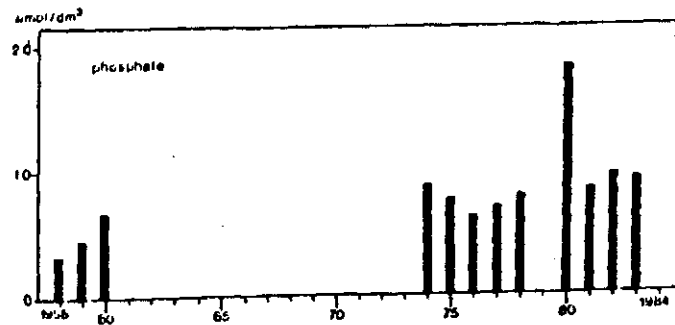
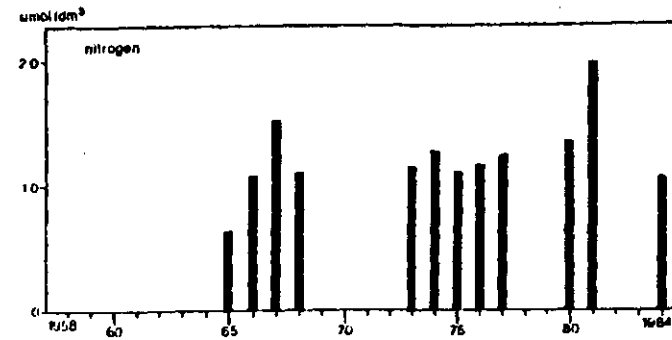
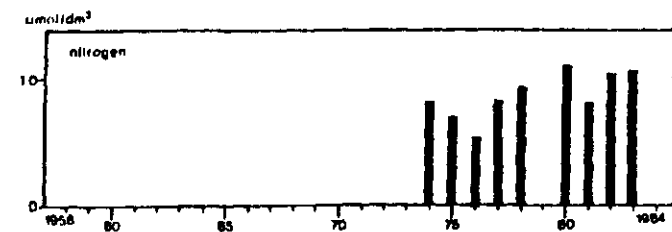


Abb. 19: Anorg. Stickstoff
Januar/Februar

a. Stat. Boknis Eck, 1965-1984



b. Stat. Fehmarnbelt, 1974-1983



Serien sind dafür entweder zu kurz oder zu lückenhaft.

Wo dieser Vergleich möglich ist, also bei den Gesamtphosphor- und Phosphatphosphor-Werten, zeigt sich aber, daß die Konzentrationen in den frühen 60er Jahren durchweg deutlich niedriger waren als in den frühen 70er und erst recht als in den 80er. Die Mittelwerte der Jahre 1980-84 sind mehr als doppelt so hoch wie die der Jahre 1958-61.

Der deutlichste (und zwar Abwärts-) Trend zeigt sich bei den winterlichen Silikat-Werten von BOKNIS ECK (Abb. 17a). Dieser Trend findet aber keine Parallele in den dänischen Werten vom Fehmarnbelt.

Rechnerischer Trend (1958-1984) für die Phosphatkonzentrationen bei BOKNIS ECK: $y = 0.03 x - 1.12$; $r = 0.74^{***}$;

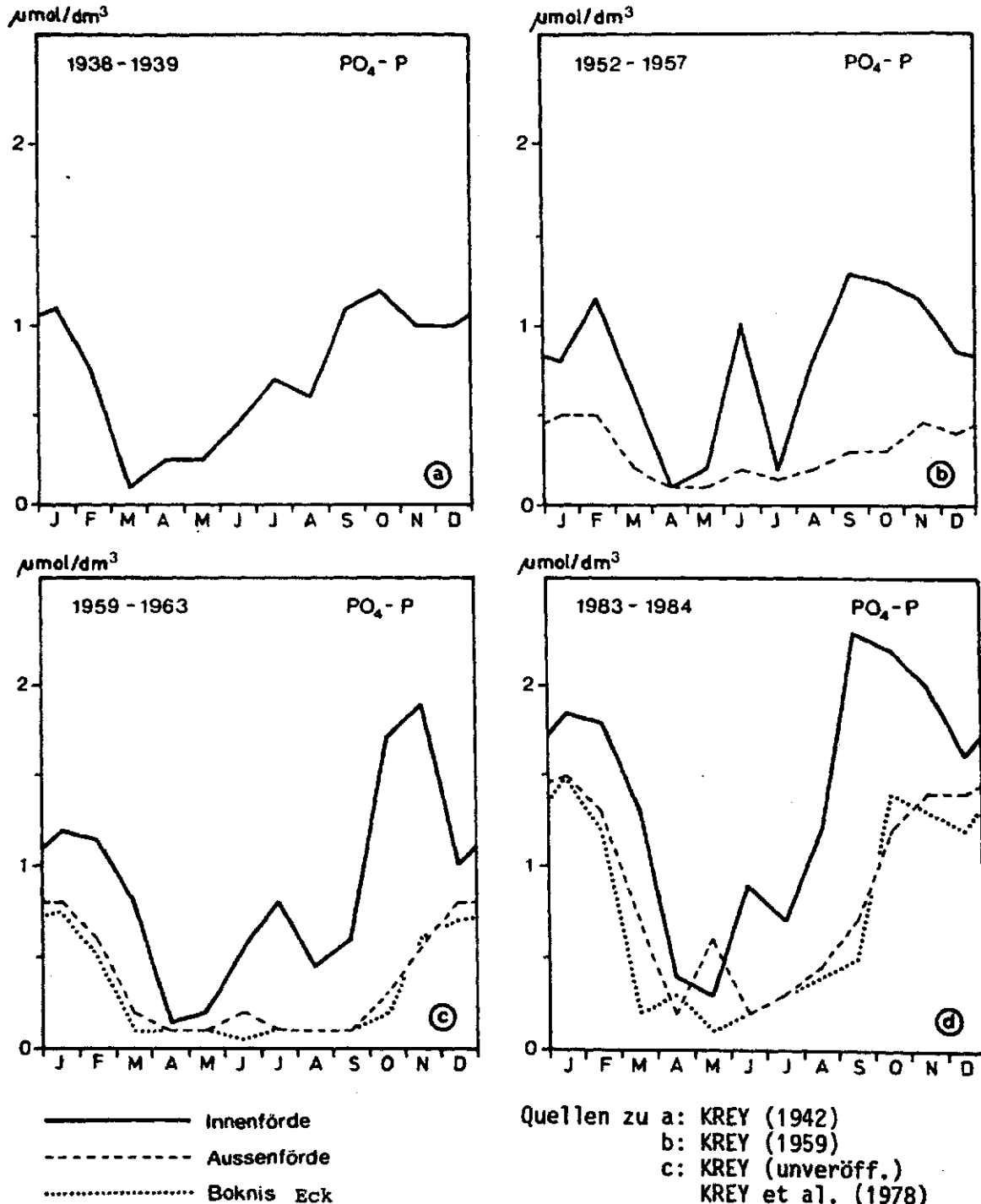
rechnerischer Trend (1973-1984) für die Silikatkonzentrationen bei BOKNIS ECK: $y = -1.13 x + 109.31$; $r = -0.89^{***}$.

4.4 Veränderungen der Phosphatkonzentration im Oberflächenwasser der Kieler Innen- und Außenförde und der Kieler Bucht im Zeitraum 1938-1984

Durch die von KREY schon in den 30er Jahren begonnenen und in den 50er Jahren wieder aufgegriffenen systematischen Untersuchungen zur Bestimmung des Phosphatgehaltes der Kieler Innen- und Außenförde (und später auch der offenen Kieler Bucht am Beispiel der Station BOKNIS ECK) haben wir verhältnismäßig gute (weil methodisch einheitlich gewonnene) Informationen über die Veränderungen, die sich in den vergangenen vier Jahrzehnten vollzogen haben (Abb. 20a,b,c,); die Werte des Jahrgangs 1983-1984 (Abb.20d) stammen von STIENEN und WEISSE und sind mit denen von KREY vergleichbar. Für die Kurven sind monatliche Medianwerte verwendet worden; dadurch werden die Extremwerte eliminiert und auch eventuelle Meßfehler in den Extrembereichen.

Interessant ist, daß die Werte in der Außenförde nahezu identisch sind mit denen in der offenen Kieler Bucht; vermutlich war dies auch während der Jahre 1952-1957 der Fall, für die keine entsprechenden Messungen aus der offenen Kieler Bucht vorliegen. Diese grundsätzliche Übereinstimmung war nicht von vornherein anzunehmen, sondern man konnte viel eher mit deutlichen graduellen Abstufungen zwischen den drei Stationen rechnen. Auch ist der Einfluß auf die Phosphat-Werte durch Einleitungen aus der direkt an der Kieler Außenförde gelegenen Kläranlage offensichtlich gering. Zumindest im Winter, wenn die Nährsalze nicht sofort durch die Planktonvegetation aufgenommen werden, sollte man deutliche Konzentrationsunterschiede zwi-

Abb. 20: Phosphatphosphor im Oberflächenwasser der Kieler Förde und der Kieler Bucht im Zeitraum 1938 - 1984 (monatliche Medianwerte)



Quellen zu a: KREY (1942)
b: KREY (1959)
c: KREY (unveröff.)
KREY et al. (1978)
d: STIENEN, WEISSE
(unveröff.)

schen Außenförde- und BOKNIS ECK-Werten erwarten, und das ist nicht der Fall.

Der winterliche Phosphatgehalt im Oberflächenwasser der Kieler Innenförde war Ende der 30er Jahre ähnlich hoch wie im Mittel der Jahre 1952-1957, vielleicht sogar etwas höher. Ab etwa 1960 ist er aber deutlich angestiegen, und zwar an allen drei Stationen um ca. $1 \mu\text{mol}/\text{dm}^3$; derselbe Anstieg findet sich auch bei den herbstlichen Spitzenwerten.

Im März bzw. im April, also im Verlauf der sog. Frühjahrsblüte, sinken die Phosphatkonzentrationen an allen Stationen auf Minimalwerte, und zwar ganz unabhängig von der unterschiedlichen Höhe der winterlichen Ausgangskonzentrationen! Häufig ist zu dieser Zeit (März/April) überhaupt kein gelöster anorganischer Phosphor im Wasser mehr nachweisbar; und der Phosphatphosphor gilt deshalb als das Nährsalz, dessen Fehlen die Frühjahrsblüte beendet (v. BODUNGEN, 1975).

Soweit es darüber überhaupt Informationen gibt, tritt das Nitratminimum im Frühjahr an allen Stationen entweder gleichzeitig mit dem Phosphatminimum auf oder nur wenige Tage später. In der Regel bleiben die anorganischen Stickstoffkonzentrationen im Sommer sehr niedrig, d.h. sie zirkulieren im sog. 'kleinen Kreislauf', haben aber meist im Spätsommer und Herbst ein zweites verschärftes Minimum mit häufig auftretenden Nullwerten für den gesamten anorg. Stickstoff-Pool, auch in den Förden. Dagegen steigen die Phosphatwerte nach der Frühjahrsblüte sukzessive wieder an. D.h. Phosphatmangel tritt vermutlich allenfalls kurzfristig im Frühjahr auf, während Stickstoffmangel in der ganzen Sommerperiode möglich und im Spätsommer und in den Herbstmonaten sogar wahrscheinlich ist.

Daß dies nicht grundsätzlich in jedem Jahr so sein muß, zeigen die durchweg sehr niedrigen sommerlichen Phosphatwerte der Jahre 1959-1963 in der Außenförde und bei BOKNIS ECK Abb. 20c; sie könnten ein Hinweis darauf sein, daß in dieser Periode der Phosphor auch im Sommer das limitierende Nährsalz war. Weder an den verschiedenen Stationen noch in den verschiedenen Zeiträumen sind die Jahresgänge des Phosphats gleichförmig und gleichsinnig abgelaufen. Vergleichbare Stickstoff- und Silikatwerte fehlen, was die Frage nach dem evtl. limitierenden Nährstoff schwer beantwortbar macht.

Das einzig regelmäßige Phänomen ist das Phosphatminimum am Ende der Frühjahrsblüte, das länger- oder kürzerfristig ausfällt.

Zumindest auf die Frühjahrsproduktion des Planktons muß also die fest-

gestellte generelle Erhöhung des Phosphatgehaltes in der Kieler Förde und der Kieler Bucht einen fördernden Einfluß gehabt haben, der allerdings nicht unbedingt proportional gewesen sein muß, da das Phosphat nicht nur durch Algenwachstum, sondern auch durch adsorptive und chemische Bindungen (beispielsweise an Eisen und Aluminium) mit dem sedimentierenden Material aus dem Oberflächenwasser verschwinden kann.

5. Vergleich der Phytoplanktonbiomasse (org. Kohlenstoff) der Jahrgänge 1905-1906 und 1973

Die methodisch sehr ähnlichen und von der Terminfrequenz her vorbildlichen Arbeiten von LOHMANN (1908) und SMETACEK (1975) geben die Möglichkeit, das Ausmaß der Eutrophierung seit der Jahrhundertwende abzuschätzen, obwohl die Untersuchungen nicht an demselben Ort durchgeführt worden sind. LOHMANNs Station liegt im inneren Teil der Außenförde im Fahrwasser vor dem Ort Laboe. SMETACEK hat seine Untersuchungen bei BOKNIS ECK durchgeführt. Nähere Einzelheiten und Berechnungen finden sich bei BABENERD (1980). Im Jahresmittel hat sich die Phytoplankton-Biomasse 1973 gegenüber 1905/06 nahezu verdreifacht (von 45 auf 125 mg C/m³); einen besonders kräftigen Anstieg verzeichnet das Frühjahrsplankton (Abb. 21).

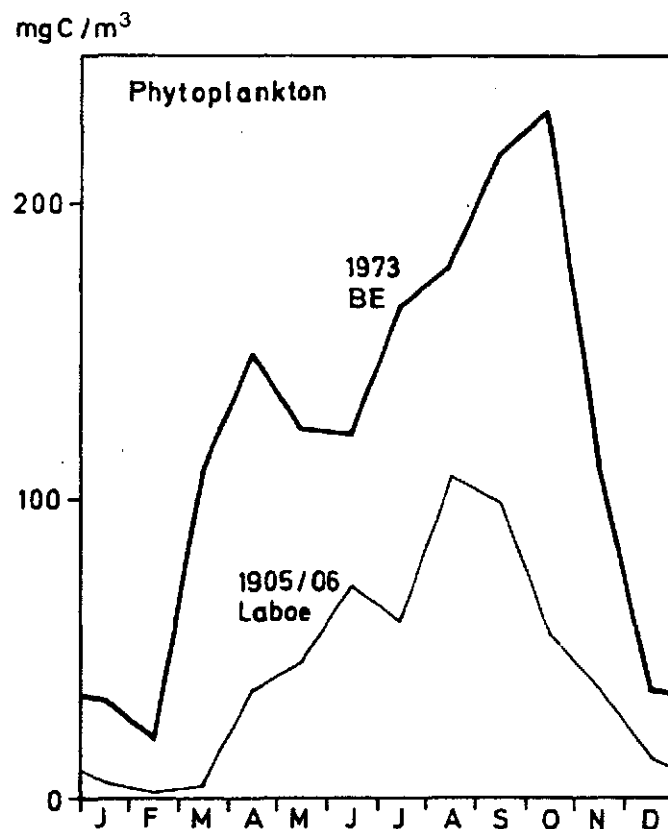
Die Menge des Mikrozooplanktons, die in der Regel mit der des Phytoplanktons korrelierbar ist, hat sich - nach den Werten der beiden Autoren zu schließen - seit der Jahrhundertwende etwa verdoppelt.

Zwar kann man Skepsis dahingehend haben, daß die beiden Jahresgänge vielleicht nicht typisch für ihre Zeit gewesen sein mögen; und welchen Einfluß die veränderte Mikroskopiertechnik (UTERMÖHL-Mikroskop) auf SMETACEKs Ergebnisse gehabt haben könnte, ist ebenfalls ungewiß. Weitere so ausführliche (und deshalb vergleichbare) Jahrgangsuntersuchungen zur Planktonbiomasse gibt es jedoch nicht.

Wenn man die in Abb. 20 dargestellte Entwicklung der Phosphatkonzentrationen in der Kieler Förde und Kieler Bucht betrachtet, hat es den Anschein, daß grundsätzliche Veränderungen erst - zumindest verstärkt - ab Mitte der 50er Jahre eingesetzt haben. Das könnte auch in bezug auf die Planktonbiomasse der Fall sein. Zwischen 1950 und 1975 hat sich die winterliche Phosphatkonzentration in der Außenförde mehr als verdoppelt;

dementsprechend könnte sich die Phytoplanktonbiomasse im Frühjahr ebenfalls mehr als verdoppelt haben. Zusätzlich können wir auch einen erhöhten Stickstoffaustrag durch verstärkte Anwendung von Mineraldünger annehmen, die ab 1956 mit der Düngemittelsubventionierung eingesetzt hat; außerdem einen Anstieg des atmosphärischen Stickstoffeintrags.

Abb.21: Biomasse der Diatomeen und Peridineen (mg C/m^3). Monatsmittelwerte der Jahrgänge 1905 - 1906 und 1973 (berechnet nach Angaben von LOHMANN, 1908, und nach Originaldaten von SMETACEK)

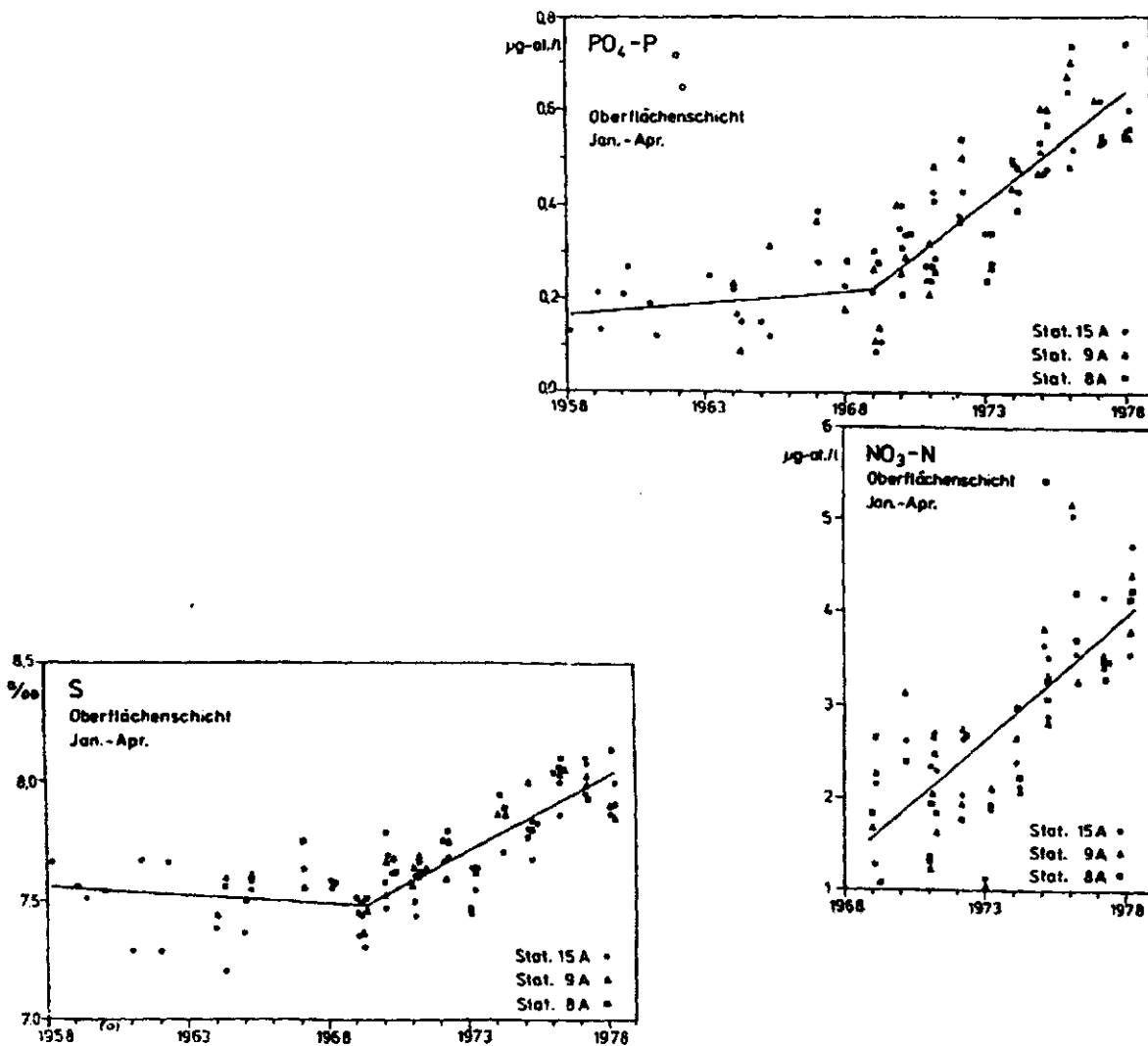


6. Veränderungen in den benachbarten Seegebieten

Zentrale Ostsee:

Für einige Referenzstationen in der zentralen und südlichen Ostsee hat NEHRING (1984) auffällige Nährsalztrends im winterlichen Oberflächenwasser in Verbindung mit ansteigenden Salzgehalten beschrieben und dokumentiert (Abb. 22).

Abb. 22. Veränderungen der Nährstoffkonzentrationen und des Salzgehaltes in der zentralen Ostsee, 1958 - 1978 (aus NEHRING, 1984)



Von 1969 - 1979 haben sich Phosphat- und Nitratkonzentration etwa verdreifacht. Die hochsignifikante Korrelation zwischen Nährsalz- und Salzgehaltsanstieg ist ein deutlicher Hinweis auf Zumischung von nährstoffreichem Tiefenwasser.

Im Tiefenwasser der Ostseebecken haben sich die Nährsalzkonzentrationen von 1969 - 1979 mehr als verdoppelt. Für diese Entwicklung werden sowohl natürliche Ursachen (Nährsalzakkumulation unter stagnierenden Bedingungen) als auch anthropogener Nährstoffeintrag verantwortlich gemacht, der diese Akkumulation verstärkt haben muß.

Eine Eutrophierung der Ostsee hat also tatsächlich stattgefunden; und sie ist mutmaßlich der Grund für das starke Anwachsen der benthischen Makrofauna-Biomasse oberhalb der Halokline (CEDERWALL & ELMGREN, 1980), ebenso wie für das Anwachsen der Bestände bestimmter Fischarten wie Hering und Dorsch (NEHRING, 1984).

Es ist klar, daß der starke Nährsalzanstieg in der Ostsee Auswirkungen auf die Nährstoffverhältnisse in der Beltsee gehabt haben muß, wo Ostsee- und Nordseewasser sich mischen.

Es ist deshalb auch nicht abwegig, daß Veränderungen im Küstenvorfeld des Elbe-Ästuars über den Jütlandstrom im westlichen Kattegat und nachfolgend in der gesamten Beltsee Wirkung haben können (Abb. 23)

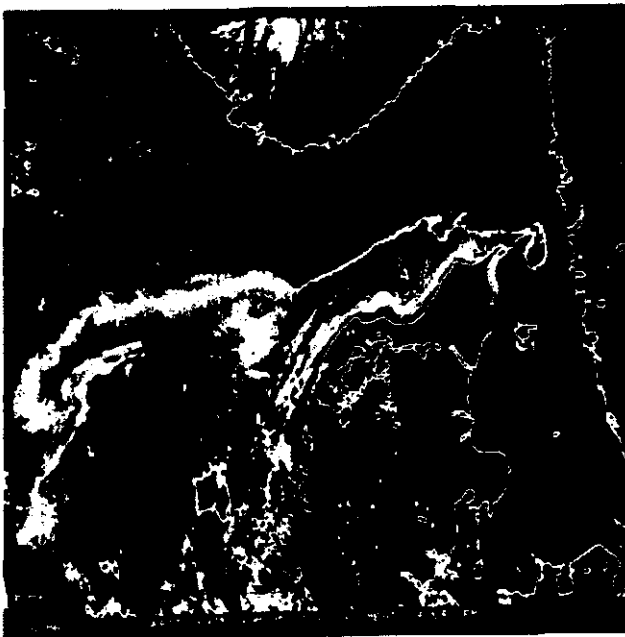


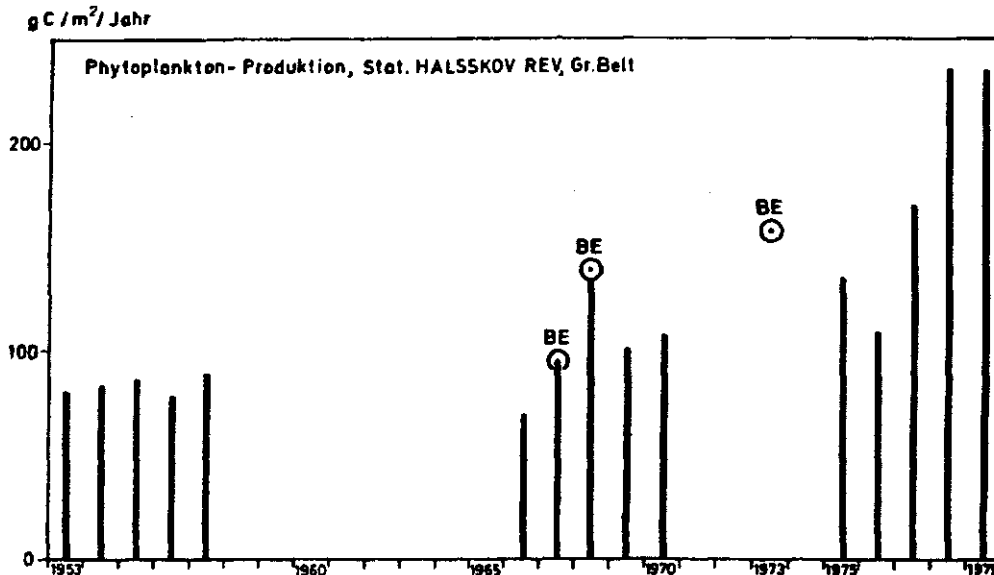
Abb. 23: NIMBUS - Satellitenaufnahme vom 5.3.1982 (bearb. von U. HORSTMANN), zeigt suspendiertes Material in der östlichen Nordsee und im Jütlandstrom.

Beltsee:

Nach Angaben von AERTEBJERG NIELSEN et al. (1981) hat sich im Großen Belt (Stat. HALSSKOV REV) die jährliche Phytoplankton-Produktion seit Mitte der 60er Jahre mehr als verdoppelt (Abb. 24), ebenso im Öresund.

Aus der Kieler Bucht (Stat. BOKNIS ECK) liegen drei Jahrgangsergebnisse vor, und zwar die für 1967 (96 g C/m²/Jahr) und für 1968 (139 g C/m²/Jahr), die sich aus der Arbeit von KREY und SARMA (1970) kalkulieren lassen, und das Ergebnis für 1973 (158 g C/m²/Jahr), das v.BODUNGEN (1975) ermittelt hat.

Abb. 24: Phytoplankton-Produktion (g C/m²/Jahr) im Großen Belt, 1953 - 1979 (nach Werten von AERTEBJERG NIELSEN et al., 1981, ergänzt durch die Werte für 1967, 1968 und 1973 aus der Kieler Bucht = BE, nach KREY und SARMA, 1970, und v.BODUNGEN, 1975)



7. Anmerkungen zur Nährsalzlimitierung in der Kieler Bucht

Die Kontroverse über den limitierenden Nährstoff (im Sinne von LIEBIGS "Gesetz des Minimums", nach dem jener Nährstoff die absolute Bestandshöhe bestimmt, der zuerst ins Minimum gerät) ist nicht nur ein uraltes ökologisches Problem (das in die Ära BRANDT und LOHMANN, also bis zum Anfang dieses Jahrhunderts, zurückreicht), sondern mehr und mehr auch ein politisches und ökonomisches, seit die Eutrophierung als ernste Umweltbelastung erkannt worden ist und Gegenmaßnahmen erforderlich scheinen. Um Wirkung zu zeigen, müßten diese Gegenmaßnahmen - nach rechnerischer Logik - zunächst auf die Reduzierung des limitierenden Faktors abzielen.

Die grundsätzliche Frage, ob überhaupt der Mangel an Nährstoffen die Produktion in der Kieler Bucht begrenzt, muß eindeutig bejaht werden, da z.B. die (sehr unterschiedliche Anzahl von) sommerlichen Blüten stets durch Nährstoffschübe, meist aus dem Tiefenwasser (resp. dem Sediment), ausgelöst werden (SMETACEK et al., 1976); auch ist in den eutrophierten Förden die Produktion etwa dreimal höher als in der offenen Kieler Bucht (MOIGIS, 1983).

Marines Phytoplankton enthält Stickstoff und Phosphor im mittleren Atomverhältnis von 16 : 1 (REDFIELD, 1934), als Gewichtsverhältnis wäre das $224 : 31 = 7.23 : 1$.

Veränderungen dieses zellinternen Quotienten zeigen an, welcher der beiden Nährstoffe im Minimum ist oder gewesen ist.

Diese modellhafte Vorstellung ist auch auf die externen Verhältnisse, also auf die im freien Wasser vorhandenen Nährsalze, übertragen worden - mit sehr viel weniger Erfolg!

Z.B. liegen Mitte Februar, also vor dem Einsetzen der Frühjahrsblüte, Stickstoff- und Phosphor-Nährsalze in der Kieler Bucht im Atomverhältnis von etwa 10 : 1 vor, d.h. nach simpler Rechnung: Stickstoff ist letztlich limitierend. In der Praxis verschwindet aber während der Frühjahrsblüte das Phosphat als erster Nährstoff aus der euphotischen Schicht, vermutlich durch zusätzliche geochemische Bindung und/oder durch "luxury consumption" (KETCHUM, 1939; EPPLEY, 1969).

Das Phosphatmaximum liegt im Oktober/November, und die PO_4 -Konzentration sinkt im Laufe des Winters, während die Stickstoffverbindungen Mitte Februar möglicherweise noch gar nicht vollständig remineralisiert sind. Die N-Remineralisierung geht also während der Frühjahrsblüte weiter, wobei die remineralisierten N-Verbindungen sofort von den Algen aufgenommen werden und deshalb gar nicht erst im anorg. Stickstoff-Pool auftauchen. Die N:P-Relationen des Winters geben also keine eindeutige Auskunft.

Über die (möglicherweise im Jahresgang stark variierende) Menge des gelösten organischen Stickstoffs gibt es so gut wie keine Informationen.

Im Sommer wird der Phosphor - sowohl in der Deckschicht wie im Tiefenwasser - sehr schnell wieder remineralisiert (in Stunden oder Tagen), während für die Remineralisierung der N-Verbindungen insgesamt Tage oder Wochen nötig sind. Wegen dieser Zeitverzögerung und weil ein (unbekannter, aber vermutlich beträchtlicher) Teil des Stickstoffs durch Denitrifikation verlorengeht, sind die N:P-Verhältnisse während des Sommers im Tiefenwasser sehr niedrig.

Ein Teil des Stickstoffs zirkuliert aber ebenfalls sehr schnell über die Nahrungskette. Er wird von der pelagischen Fauna als NH_4 exkretiert. NH_4 wird von den Algen ebenso wie NO_3 - oder sogar bevorzugt - aufgenommen und ist sozusagen der Motor der sommerlichen Phytoplanktonproduktion. Ein hohes NH_4 -Angebot in Verbindung mit hohen Produktionsraten kann verursachen, daß im Sommer häufig auch das anorg. Phosphat völlig aus der Deckschicht verschwindet, insbesondere dann, wenn eine sehr starke Schichtung die Zufuhr remineralisierter Nährstoffe von unten her verhindert. Die Folge ist Phosphatlimitation. Bei turbulenten oder diffusen Austauschvorgängen kommen im Sommer Stickstoff und Phosphor in dem niedrigen Verhältnis, das durch die unterschiedliche Remineralisationsgeschwindigkeit verursacht wird, in die Deckschicht, und rechnerisch - häufig auch tatsächlich - ist Stickstoff dann der limitierende Nährstoff. Diese Situationen sind räumlich und zeitlich außerordentlich variabel.

Wegen dieser Austauschbarkeit der limitierenden Faktoren können wir annehmen, daß im Sommer (April - Juli) beide Nährstoffe in der Kieler Bucht im Wechsel oder gleichzeitig limitierend sind. Im Spätsommer und Herbst ist aber eindeutig der Stickstoff limitierend, wenn nicht Lichtmangel der Produktion ohnehin eine Grenze setzt.

Die Situationen werden in den verschiedenen Jahresgängen - abgesehen von

der Schichtung - noch durch landseitigen und atmosphärischen Eintrag unvorhersehbar mit beeinflusst.

Welchen Nährstoff müßte man reduzieren, um eine weitere Eutrophierung zu verhindern? Eigentlich beide; die schnellere Wirkung würde jedoch die Reduzierung des Stickstoffeintrags erzielen, da während extremer hydrographischer Situationen (anoxische Verhältnisse am Meeresboden, die übrigens auch unter oligotrophen Verhältnissen auftreten können und dann dieselbe Wirkung haben), durch chemische Lösung PO_4 freigesetzt wird. Andererseits wird durch Reduzierung des P-Eintrags die P-Akkumulation an der Sedimentoberfläche verringert und deshalb während der o.a. Extremsituationen weniger PO_4 freigesetzt, so daß auch dieser Weg auf längere Sicht Erfolg verspricht.

Es sollte noch erwähnt werden, daß im Frühling und Sommer auch das Silikat gelegentlich im Oberflächenwasser völlig fehlt. Dadurch wird zwar die Entfaltung der Diatomeen verhindert, der Effekt auf die Gesamtproduktion ist aber gering bzw. gar nicht vorhanden, da andere Gruppen des Planktons, etwa die Dinoflagellaten, an die Stelle der Diatomeen treten, solange die übrigen Produktionsverhältnisse günstig sind. Der Mangel an Silikat, der durch hohe Frühjahrsproduktion mit anschließender Sedimentation zustandekommen kann - also letztlich ein Effekt hoher Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen wäre -, könnte die Entfaltung unerwünschter (weil toxischer und/oder relativ mehr Sauerstoff verbrauchender) Phytoplankton-Populationen begünstigen. Auch aus diesem Grunde ist eine weitere Eutrophierung der Kieler Bucht nicht wünschenswert.

8. Schlußbemerkungen

Die Nährsalzdaten ergeben folgendes Bild:

Seit Mitte der 50er Jahre hat im Oberflächenwasser sowohl der Kieler Innenförde als auch der Außenförde und der offenen Kieler Bucht eine Erhöhung der winterlichen und spätsommerlichen Phosphatkonzentrationen um etwa $0.8 - 1.0 \mu\text{mol } PO_4\text{-P/dm}^3$ stattgefunden (vgl. Abb. 20).

Der nur schwache Trend in bezug auf die Gesamtphosphor-Werte bei BOKNIS ECK für die Jahre 1958 - 1975 zeigt, daß diese Entwicklung phasenhaft verlaufen ist und sich um 1975 verstärkt haben muß.

Das läßt sich vielleicht so erklären:

Bis Mitte der 50er Jahre gab es mutmaßlich keine trendmäßige Akkumulation im Wasser der Kieler Förde und der Kieler Bucht; d.h. daß bis dahin jeder jährliche Eintrag von Phosphor auch vollständig wieder aus der Wassersäule verschwand, entweder durch (endgültige) Sedimentation oder durch andere Mechanismen. Mit dem Waschmittel-Boom veränderte sich der Phosphoreintrag drastisch, überschritt in der ersten Phase zwischen 1955 - 1965 knapp die Schwelle des Sedimentierbaren und blieb einige Jahre auf diesem Niveau. Erst eine weitere deutliche Erhöhung des Eintrags von Waschmittelphosphor Mitte der 70er Jahre löste die zweite Phase des Anstiegs aus.

Ob der Phosphoreintrag auch durch veränderte landwirtschaftliche Aktivitäten (Mechanisierung und Spezialisierung und Düngeverhalten) entscheidend mitbeeinflusst wurde resp. wird, ist ungewiß.

Es wird gelegentlich die Ansicht vertreten, daß die Reduzierung des Phosphoreintrages in die Kieler Bucht keinen Einfluß auf die Produktion habe, weil 1. Phosphor nicht der limitierende Nährstoff sei (das mag für die natürlichen Bedingungen dieses Systems sogar zutreffen, nicht aber für die durch den Menschen veränderten) und weil 2. das Sediment schon jetzt sehr große Mengen jederzeit mobilisierbarer Phosphate enthalte und deshalb auch auf lange Sicht keine Veränderungen der Phosphatverhältnisse zu erwarten seien. Diese Meinung ist in zweierlei Hinsicht unzutreffend, denn 1. ändert sich durch die Nährsalzeinträge und deren wechselnde N:P-Verhältnisse auch die N:P-Relation im Gewässer und damit der jeweils limitierende Nährstoff, und 2. muß die Phosphatentwicklung nicht irreversibel sein. Z.B. ist im Öresund seit der Einführung von Phosphatfällung (seit Mitte der 70er Jahre) offensichtlich bereits ein Rückgang der Phosphorbelastung zu verzeichnen (AERTEBJERG NIELSEN et al., 1981, S. 71).

Die Stickstoffkonzentrationen (anorg. N) im Wasser der Kieler Förde und der Kieler Bucht haben sich seit 1955 anscheinend nicht grundlegend geändert.

Jedoch muß der Stickstoffeintrag trendmäßig angestiegen sein, da die hauptsächlichsten Stickstoffquellen steigende Tendenz zeigen, nämlich: der Düngemittelverbrauch in der Landwirtschaft (mit Auswaschen des Bodens) und der atmosphärische Eintrag (Abb. 3, 4 und 13).

Die Menge, der Weg und die Wirkung des vom Lande her eingetragenen Stickstoffs sind noch weitgehend ungeklärt.

Aber schon allein der atmosphärische Niederschlag von anorg. Stickstoff, der mit dem Regen direkt auf die Wasserflächen fällt und deshalb in den Gewässern unmittelbar produktionsbiologisch wirksam ist, ist seit 1955 mutmaßlich von ~ 0.7 auf ~ 2.0 g N/m²/Jahr angestiegen (vergl. Kap. 3.3.3). Auf die Fläche der Kieler Bucht bezogen (2 571 km²) bedeutet das einen Anstieg des Eintrags von $\sim 1\ 800$ auf $\sim 5\ 142$ t anorg. N/Jahr (Differenz: 3 342 t).

Nach v.BODUNGEN (1975) zirkulieren im Jahresgang rund 12 $\mu\text{mol N/dm}^3$ (= 168 $\mu\text{g N/dm}^3$) durch die verschiedenen produktionsbiologischen Auf- und Abbauprozesse. Dabei wurden im Untersuchungsjahr 1973 158 g C/m² produziert (Primärproduktion).

Während des Sommers ist anorg. Stickstoff oft nur noch in Spuren vorhanden, also vollständig in diese Prozesse integriert.

168 $\mu\text{g N/dm}^3$ sind auf das Gesamtvolumen der Kieler Bucht (~ 43 km³) hochgerechnet 7 224 t N. Allein der Anstieg des jährlichen atmosphärischen Eintrags seit 1955 um etwa 3 342 t N könnte zu einer (trendmäßigen) Steigerung der jährlichen Primärproduktion um insgesamt 73 g C/m² geführt haben (wenn man direkte Denitrifizierungseffekte ausschließt).

Da überdies der Stickstoffaustrag vom Land mit steigendem Abfluß (bzw. Niederschlag) exponentiell anwächst, haben die aktuellen Niederschlagsmengen einzelner Jahre bzw. Perioden einen besonders großen Einfluß auf den Stickstoffeintrag in die Gewässer. In trockenen Jahren wird unverhältnismäßig wenig und in niederschlagsreichen Jahren unverhältnismäßig viel Stickstoff eingetragen. Die Jahre ab 1977 repräsentieren eine niederschlagsreiche Periode im phasenhaften Auf und Ab der jährlichen Niederschlagsmengen (Abb. 10). Extrem niederschlagsreich war die Zeit vom Nov. 1980 - April 1981, d.h. das Produktionspotential des Jahres 1981 war besonders groß, und wir können davon ausgehen, daß es auch genutzt wurde.

Es ist deshalb nicht auszuschließen, sogar eher wahrscheinlich, daß die Eutrophierung zur Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse in der Kieler Bucht beigetragen hat.

Literatur

- AERTEBJERG NIELSEN, G., T.S. JACOBSEN, E. GARGAS, E. BUCH (1981): Evaluation of the physical, chemical and biological measurements. The Belt Project. National Agency of Environmental Protection, Denmark, 122 S.
- ANDERSEN, C.E. (1979): Godmingsstatistik. Udviklingen i tilførsel af plantenaeringsstoffer og sporstoffer til dansk landbrugsjord. Statens Jordbrugsvidenskabelige forskningsrad
- BABENERD, B. (1980): Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Planktons in der Kieler Bucht (mit einer Auswertung der monatlichen Terminfahrten aus den Jahren 1957 - 1975). Diss. Kiel, 226 S.
- BABENERD; B. & S.A. GERLACH: Bathymetry and sediments of Kieler Bucht (in Druck)
- BODUNGEN, B.v. (1975): Der Jahresgang der Nährsalze und der Primärproduktion des Planktons in der Kieler Bucht unter Berücksichtigung der Hydrographie. Diss. Kiel, 116 S.
- BOYSEN, P. (1977): Nährstoffauswaschung aus gedüngten und ungedüngten Böden in Abhängigkeit von Standorteigenschaften und Nutzung der Moränen - und Sandergebiete Schleswig-Holsteins. Diss. Kiel
- BRANDT, E. (1977): Belastung der Ostsee im schleswig-holsteinischen Küstengebiet. Vom Wasser 48, 3-16
- BRANDT, K. (1899): Über den Stoffwechsel im Meere. Wiss. Meeresunters. Kiel N.F. 4, 213 - 230
- CEDERWALL, H. & R. ELMGREN (1980): Biomass increase of benthic macrofauna demonstrates eutrophication of the Baltic Sea. Ophelia Suppl. 1, 287 - 304

- EHRHARDT, M. & A. WENCK (1984): Wind pattern and hydrogen sulfide in shallow waters of the Western Baltic Sea, a cause and effect relationship? *Meeresforsch.* 30, 101 - 110
- EPPLEY, R.W., J.N. ROGERS, J.J. MCCARTHY (1969): Half-saturation constants for uptake of nitrate and ammonium by marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 14, 912 - 920
- GERLACH, S.A. (1984): Oxygen depletion 1980 - 1983 in coastal waters of the FRG. First report of the WG "Eutrophication of the North Sea and the Baltic". *Ber. Inst. f. Meeresk. Kiel* 130, 87 S.
- HAGEBRO, C., S. BANG, E. SOMER (1983): Nitrate load/discharge relationships and nitrate load trends in Danish rivers. IAHS Symposium on "Dissolved loads of rivers and surface water quantity/quality relationships", Hamburg
- HOFFMANN, W. (1979): Phosphor- und Stickstoffzufuhr aus der Landwirtschaft in die Ostsee, insbesondere durch die Schwebstoffe der Gewässer. *Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis* 16, 105 S.
- JØRGENSEN, V. (1979): Luftens og nedborens kemiske sammensætning i danske landområder. *Tidsskrift for Planteavl* 82, 633 - 656
- KETCHUM, B.H. (1939): The absorption of phosphate and nitrate by illuminated cultures of Nitzschia closterium. *Amer. J. Bd.* 26, 399 - 407
- KRETSCHMAR, R. (1982): Gewässerbelastung in ländlichen Räumen. Untersuchungen im Honigaugebiet (Ostholstein). *DVWK Schriften* 55, 140 S.
- KREY, J. (1942): Nährstoff- und Chlorophylluntersuchungen in der Kieler Förde 1939. *Kieler Meeresforsch.* 4, 1 - 17
- KREY, J. (1959): Über den Gehalt an gelöstem anorganischen Phosphor in der Kieler Förde 1952 - 1957. *Kieler Meeresforsch.* 15, 17 - 28

- KREY, J. & A.H.V. SARMA (1970): Primary production and seasonal cycle of phytoplankton in Kiel Bight during 1967 and 1968 and its relation to environmental factors. ICES, C.M. 1970/L:8 (Plankton Committee)
- KREY, J., B. BABENERD, J. LENZ (1978): Beobachtungen zur Produktionsbiologie des Planktons in der Kieler Bucht: 1957 - 1975. 1. Datenband. Ber. Inst. f. Meeresk. Kiel 54, 113 S.
- KRUG, J. (1963): Erneuerung des Wassers in der Kieler Bucht im Verlaufe eines Jahres am Beispiel 1960/61. Kieler Meeresforsch. 19, 158 - 174
- LANDESAMT für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (1977): Belastung der Ostsee im schleswig-holsteinischen Küstengebiet. Durchführung und Auswertung. Bd. 1-3
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER Schleswig-Holstein: Statistische Grunddaten aus der Agrarwirtschaft
- LARSSON, U., R. ELMGREN, F. WULFF (1985): Eutrophication and the Baltic Sea. Causes and consequences. *Ambio* 14 (1), 9 - 14
- MILJØSTYRELSEN (1984): Iltsvind og fiskedød i 1981. Omfang og årsager. Miljøstyrelsen Kopenhagen, 247 S.
- MOIGIS, A.G. (1983): Zur Größenstruktur und Ökologie des Phytoplanktons in der Kieler Förde unter dem besonderen Aspekt einer möglichen Ölverschmutzung. Diss. Kiel, 171 S.
- NEHRING, D. (1984): Variations in the nutrient situation of the Baltic proper. *Limnologica* 15 (2), 277 - 287
- PASSOW, U. (1985): Wechselwirkung zwischen Pelagial und Benthos während der Herbstblüte in der Kieler Bucht: Hydrographie, Phytoplanktonsuccession und Primärproduktion. Dipl.-Arb. Kiel, 95 S.

- RABEN, E. (1905): Über quantitative Bestimmung von Stickstoffverbindungen im Meerwasser, nebst einem Anhang über quantitative Bestimmung der im Meerwasser gelösten Kieselsäure. *Wiss. Meeresunters. Kiel N.F.* 8, 84 - 101
- RABEN, E. (1910): Dritte Mitteilung über quantitative Bestimmungen von Stickstoffverbindungen und von gelöster Kieselsäure im Meerwasser. *Wiss. Meeresunters. Kiel N.F.* 11, 303 - 319
- RABEN, E. (1914): Vierte Mitteilung über quantitative Bestimmungen von Stickstoffverbindungen im Meerwasser und Boden, sowie von gelöster Kieselsäure im Meerwasser. *Wiss. Meeresunters. Kiel N.F.* 16, 207 - 229
- RABEN, E. (1916 - 1920): Quantitative Bestimmung der im Meerwasser gelösten Phosphorsäure. *Wiss. Meeresunters.* 18, 1 - 23
- RACHOR, E. & H. ALBRECHT (1983): Sauerstoffmangel im Bodenwasser der Deutschen Bucht. *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.* 19, 209 - 227
- RHEINHEIMER, G. (1977): Microbial ecology of a brackish water environment. *Ecol. Studies* 25, 291 S.
- SACHS, L. (1974): *Angewandte Statistik*. 4. Neubearb. u. erw. Aufl. Springer Berlin-Heidelberg-New York. 545 S.
- SADJADI, S.A.A. (1979): Sauerstoffbilanz der Kieler Bucht. *Diss. Kiel*, 106 S.
- SCHMIDT, E. (1976): Ökosystem See. *Biol. Arbeitsbücher* 12, 171 S.
- SMETACEK, V., B. v. BODUNGEN, K. v. BRÜCKEL und B. ZEITZSCHEL (1976): The plankton tower. II. Release of nutrients from sediments due to changes in the density of bottom water. *Mar. Biol.* 34, 373-378
- SÖDERLUND, R. (1977): NO_x pollutants and ammonia emissions - a mass balance for the atmosphere over NW Europe. *Ambio* 6, 118-122
- WEIGELT, M. (1985): Auswirkungen des Sauerstoffmangels 1981 auf Makrozoobenthos und Bodenfische in der Kieler Bucht. *Ber. Inst. Meeresk. Kiel* 138, 122 S.

Tab. A: Nährsalze und Gesamtphosphor an der Station BOKNIS ECK vor dem Einsetzen der Frühjahrsblüte.
Mittelwerte für die Wassersäule 0-20 m; Angaben in $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$.

| Datum | S ^o /oo | SiO ₄ | NH ₄ | NO ₂ | NO ₃ | Nanorg. | PO ₄ | P _{total} | Quelle |
|-----------|--------------------|------------------|-----------------|-----------------|-----------------|---------|-----------------|--------------------|---|
| 31.1.1958 | 17-20 | | | | | | 0.56 | 0.98 | KREY et al., 1978 |
| 11.2.1959 | 19-21 | | | | | | 0.60 | 1.09 | " |
| 11.2.1960 | 20-23 | | | | | | 0.61 | 0.70 | " |
| 27.1.1961 | 20-26 | | | | | | 0.67 | 0.93 | " |
| 19.1.1965 | 20-21 | | | | | | 0.84 | 1.05 | " |
| 17.2.1965 | | | 1.28 | 0.70 | 4.40 | 6.38 | | | RHEINHEIMER, unveröff. |
| 14.2.1966 | 16 | | 1.55 | 0.67 | 8.85 | 11.07 | 0.95 | 1.41 | KREY et al., 1978; RHEINHEIMER, unveröff. |
| 7.2.1967 | 17-22 | | 4.01 | 0.75 | 10.69 | 15.45 | | 1.11 | " |
| 20.2.1968 | 17-18 | | 6.10 | 1.17 | 3.70 | 10.97 | | 1.05 | " |
| 25.2.1969 | 20-22 | | | | | | | 0.93 | KREY et al., 1978 |
| 4.2.1970 | 17-18 | | | | | | | 1.05 | " |
| 19.1.1971 | 18-19 | | | | | | | 0.97 | " |
| 24.1.1972 | 20 | | | | | | 1.27 | | v.BODUNGEN, 1975 |
| 8.2.1972 | 18-20 | | | | | | | 1.11 | KREY et al., 1978 |
| 6.2.1973 | 16-20 | | | | | | | 1.14 | " |
| 7.2.1973 | 18-20 | 30.26 | 1.11 | 1.74 | 8.84 | 11.69 | 1.15 | | v.BODUNGEN, 1975 |
| 6.2.1974 | 19-21 | | | | | | 1.05 | 1.66 | HENDRIKSON, 1975; KREY et al., 1978 |
| 18.2.1974 | 17-20 | 21.99 | 2.82 | 1.00 | 9.08 | 12.90 | 0.93 | | v.BODUNGEN, 1975 |
| 4.2.1975 | 20-22 | | | | | | | 1.22 | KREY et al., 1978 |
| 24.2.1975 | 13-19 | 26.33 | 0.59 | 0.58 | 10.24 | 11.41 | 1.04 | | v.BODUNGEN, unveröff. |
| 17.2.1976 | | 22.55 | 2.64 | 0.37 | 8.67 | 11.68 | 1.01 | | " |
| 8.2.1977 | | 23.28 | 3.24 | 0.62 | 8.84 | 12.70 | 1.02 | | " |
| 24.2.1978 | 15-19 | | | | | | 0.91 | | SADJADI, 1979 |
| 28.1.1980 | 16-19 | 16.55 | 1.87 | 5.06 | 7.02 | 13.95 | 2.03 | 2.51 | BALTIC MONITORING, IfM Kiel, unveröff. |
| 23.2.1981 | 19 | 19.05 | 1.79 | 0.70 | 17.48 | 19.97 | 1.30 | 1.78 | " |
| 5.1.1982 | 13-18 | 16.65 | | 1.33 | | | 0.92 | | " |
| 14.2.1983 | | | | | | | 1.34 | | PEINERT, unveröff. |
| 19.1.1984 | 21-22 | 15.75 | 4.93 | 0.36 | 6.48 | 11.77 | 1.49 | | PASSOW, 1985 |
| 23.2.1984 | | | 2.89 | 0.35 | 7.56 | 10.79 | 1.23 | 1.54 | STIENEN & WEISSE, unveröff. |

**Tab. B: Nährsalze und Gesamtphosphor an der Station FERMARNBELT
vor dem Einsetzen der Frühjahrsblüte.
Mittelwerte für die Wassersäule 0-20 m;
Angaben in $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$.**

| Datum | S ⁰ /oo | SiO ₄ | NH ₄ | NO ₂ | NO ₃ | Nanorg. | PO ₄ | P _{total} | Quelle |
|-------------|--------------------|------------------|-----------------|-----------------|-----------------|---------|-----------------|--------------------|--|
| 30.1.1958 | 11-13 | | | | | | 0.32 | 0.60 | KREY et al., 1978 |
| 10.2.1959 | 10-19 | | | | | | 0.44 | 0.59 | " |
| 22.1.1960 | 18 | | | | | | 0.64 | 1.09 | " |
| 3./4.1.1974 | 14-19 | 17.45 | 3.35 | 0.51 | 4.33 | 8.19 | 0.86 | | v.BODUNGEN, 1975 |
| 23.1.1975 | 11-19 | 17.00 | 1.52 | 0.48 | 4.96 | 6.96 | 0.76 | 0.99 | Beltprojekt (dän.), unveröff. |
| 27.1.1976 | 11-21 | 14.55 | 1.53 | 0.27 | 3.73 | 5.33 | 0.63 | 1.02 | " |
| 24.2.1977 | 12-20 | 14.35 | 1.58 | 0.64 | 6.08 | 8.30 | 0.67 | 1.13 | " |
| 12.1.1978 | 18-20 | 12.15 | 1.12 | 0.84 | 7.42 | 9.38 | 0.78 | 1.20 | " |
| 29.1.1980 | 12-20 | 16.10 | 1.02 | 3.67 | 6.40 | 11.09 | 1.81 | 2.30 | BALTIC MONITORING, IfM Kiel, unveröff. |
| 24.2.1981 | 9-17 | 14.95 | 0.78 | 0.10 | 6.50 | 7.38 | 0.73 | 1.14 | " |
| 14.1.1982 | 13-19 | 17.65 | 0.75 | 0.45 | 9.15 | 10.35 | 0.96 | 1.54 | Beltprojekt (dän.), unveröff. |
| 9.2.1983 | 13-19 | 17.25 | 1.35 | 0.69 | 8.55 | 10.59 | 0.92 | 1.41 | " |