



Dienst Getijdewateren

Rijksinstituut voor kust en zee/RIKZ

Risico-analyse eutrofiëring Noordzee

Rapport DGW-93.029

Ies de Vries
Hans Los
René Jansen
Sandra Cramer
Marcel v.d. Tol



Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Dienst Getijdewateren

AFSCHRIFT

Aan

Hoofddirectie van de Waterstaat
t.a.v. ir. G. Verwolf
Postbus 20906
2500 EX Den Haag

Contactpersoon

ir. F.J. Kwak

Datum

17 september 1993

Ons kenmerk

WS/ 936795

Onderwerp

Risico-evaluatie Eutrofiëring
Noordzee

Doorkiesnummer

5174

Bijlage(n)

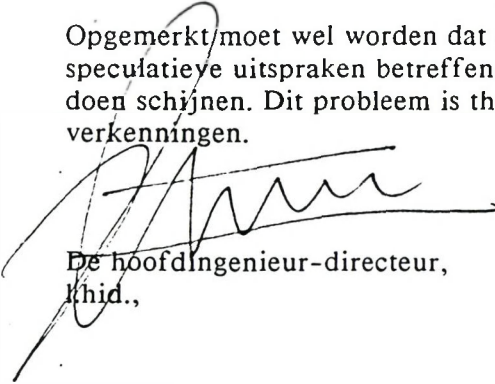
2

Uw kenmerk

Het ministerie van VROM, directie DWL heeft de dienst Getijdewateren verzocht een Risico-evaluatie Eutrofiëring Noordzee uit te voeren. Middelen zijn beschikbaar gesteld om daarvoor het Waterloopkundig Laboratorium in te schakelen. Het resultaat treft u in bijgaand rapport aan; een afschrift van de brief aan VROM is bijgevoegd.

Het beeld dat uit deze studie voortkomt ten aanzien van de risico's van eutrofiëring en het effect dat P en N-reductie daarop heeft, is genuanceerd en afhankelijk van de doelen die we ons stellen. Ook is het beeld nog niet compleet, omdat belangrijke gebieden als de Duitse Bocht en de Waddenzee niet beschouwd worden. Echter de methodiek, die gevolgd wordt met inschakeling van het MANS-instrumentarium, is veelbelovend. Natuurlijke variatie van effectvariabelen van eutrofiëring kunnen onderscheiden worden van effecten van maatregelen, zoals de reductie van P- en N-aanvoer. Daarmee kan de noodzaak voor afspraken over nutriëntenreducties, als deze verder gaan dan de thans vigerende van 50%, onderbouwd worden. Het is dan wel nodig dat de hier gepresenteerde aanpak in internationale kring geaccepteerd wordt. We zijn voornemens daartoe de nodige stappen te ondernemen. In het Quality Status Report is hiervoor een opening geboden.

Opgemerkt moet wel worden dat onze kennis nog niet zover reikt, dat we over de zee speculatieve uitspraken betreffende de effecten op de visserij een helder licht kunnen doen schijnen. Dit probleem is thans wel in onderzoek in het kader van de Watersysteem-verkenningen.


De hoofdingenieur-directeur,
Rhid.,

ir. L. Bijlsma

Centrale Vestiging

Postadres postbus 20907, 2500 EX Den Haag

Bezoekadres Koningskade 4

Telefoon 070-3745745

Telefax 070-3282059

Telex 33566 dgw/kknl



Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Dienst Getijdewateren

AFSCHRIFT

Aan
Hoofddirectie Milieukwaliteit en
Emissiebeleid
Directie Drinkwater, Water,
Landbouw/630
t.a.v. dr. J.H. Dewaide
Postbus 30945
2500 GX Den Haag

Contactpersoon
ir. F.J. Kwak
Datum
14 september 1993
Ons kenmerk
WS/ 936794
Onderwerp
Risico-evaluatie
Eutrofiëring Noordzee

Doorkiesnummer
3745174
Bijlage(n)
1.
Uw kenmerk
DWL/30392003
10 april 1992
project:

Geachte heer Dewaide,

Bij bovengenoemde brief van 10 april 1992 werd aan de Dienst Getijdewateren van de Rijkswaterstaat opdracht gegeven voor het uitvoeren van een Risico-evaluatie Eutrofiëring Noordzee. Daarbij werd tevens budget beschikbaar gesteld om het Waterloopkundig Laboratorium in te schakelen. Het onderzoek werd begeleid door een groep, onder leiding van ir. J.F.M. van Vliet.

Het resultaat van de gezamenlijke inspanning treft u hierbij aan in de nota GWWS-93.029 Eutrofiëringsverschijnselen als gevolg van meteorologische invloeden (kansfactoren) worden in relatie bekeken met de beïnvloeding door beheersmaatregelen (reductie van aanvoer fosfaat en stikstof).

De studie concentreerde zich op enkele primaire eutrofiëringsverschijnselen, algenoverschot, plaagalg en zuurstof uitputting = gestratificeerde gebieden.

Het onderzoek uitgevoerd met de eutrofiëringsmodellen van MANS, heeft tot de volgende conclusies geleid.

In de kustzone van ongeveer 50 km breed is het antropogeen aandeel in de huidige concentraties van nutriënten groot, 80% voor stikstof en 60 % voor fosfaat. De in het Noordzee Actie Plan (NAP) geformuleerde doelstelling van 50% reductie van de antropogene aanvoer van nutriënten zal in deze zone een meetbare invloed hebben op de nutriëntconcentraties, die groter is dan de natuurlijke variatie. Voor een halvering van het algenoverschot, ofwel een reductie van de totale concentratie met 25%, is het echter de vraag of het effect van de NAP doelstelling meetbaar zal zijn omdat de natuurlijke variatie zeker zo groot is. Bij de huidige aanvoer van nutriënten wordt de algenbiomassa in de kustzone vooral beperkt door de lichtomstandigheden en in mindere mate door stikstof en fosfaat. Er is daarom al een behoorlijke aanvoer reductie nodig om een begin van een effect te bewerkstelligen. Een milieurendement ten aanzien van de algenbiomassa dat groter is dan de huidige natuurlijke variatie is slechts te bereiken met een zeer aanzienlijke reductie van de antropogene aanvoer van meer dan 50 %.

Centrale Vestiging
Postadres postbus 20907, 2500 EX Den Haag
Bezoekadres Koningskade 4

Telefoon 070-3745745
Telefax 070-3282059
Telex 33566 dgw/knl



De streefwaarde voor de plaagalg Pheocystis, een AMOEBE soort, is gedefinieerd als een waarde die ten opzichte van de referentiesituatie, een afwijking van de jaargemiddelde concentratie van niet meer dan een factor 2 (dus maximaal 200%) vertoont. Om vanuit de huidige toestand deze streefwaarde te bereiken lijkt een afname van de antropogene aanvoer van nutriënten met 50% onvoldoende en zal deze aanvoer met tenminste 75% moeten worden gereduceerd.

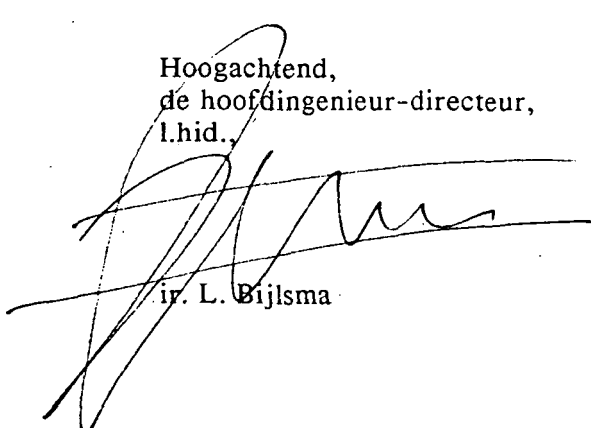
Op de Oestergronden is de antropogene aanvoer van nutriënten zowel absoluut als relatief veel lager. Echter, vooral voor stikstof kan onder bepaalde omstandigheden het antropogene aandeel aanzienlijk zijn. Bij noordelijke winden vindt in dat gebied een ophoping plaats van nutriënten die via de Rijn en Elbe worden aangevoerd. Boven dien is de antropogene aanvoer voor stikstof veel hoger dan voor fosfaat. Onder rustige omstandigheden kan in dit gebied de waterkolom stratificeren. Bij langdurige stratificatie kan dit in de nazomer leiden tot zuurstofuitputting in de onderlaag, zoals waargenomen in 1989 en 1991. In jaren met normaal of slecht zomerweer (1987, 1988) treedt geen zuurstofuitputting op. Verhoogde stikstof aanvoer en rustig warm nazomer weer vormen dus de risicofactoren in dit gebied. Bij 50 % reductie van de stikstof aanvoer is dit gebied uit de gevarenszone; onder de meest risicovolle omstandigheden (NO-wind, warme nazomer als in 1989) zal de zuurstof concentratie dan niet meer onder de 5 mg/l dalen.

Het ligt in de rede dat tijdens de Noordzee Minister Conferentie (NZMC) in 1995 nadere afspraken over nutriëntreductie zullen worden gemaakt. Het resultaat van deze studie kan daarbij een rol spelen. Echter daarvoor is het nodig dat de risico benadering in de internationale (wetenschappelijke) kring (NSTF) als aanpak geaccepteerd wordt. Ik stel voor dat hiertoe de nodige stappen van onze kant gezet zullen worden. Daarbij behoeven gebieden als de Duitse Bocht en de Waddenzee, thans nog niet meegenomen in deze studie, ook aandacht.

Voor nader overleg kan contact opgenomen worden met ir. F.J. Kwak.

Afschrift van deze brief met bijlage heb ik tevens doen toekomen aan de Hoofddirectie in de Rijkswaterstaat t.a.v. ir. G. Verwolf.

Hoogachtend,
de hoofdingenieur-directeur,
i.hid.,



ir. L. Bijlsma



Dienst Getijdewateren

Rijksinstituut voor kust en zee/RIKZ

Risico-analyse eutrofiëring Noordzee

Rapport DGW-93.029

Ies de Vries
Hans Los
René Jansen
Sandra Cramer
Marcel v.d. Tol

juni 1993



.....
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Informatie en Documentatie
Postbus 20906
2500 EX Den Haag
Tel. 070-3518004 / Fax. 070-3518003

waterloopkundig laboratorium

C11747 RWS

INHOUDSOPGAVE

Voorwoord 5

Samenvatting en conclusies 7

1	Inleiding en probleemstelling 11
2	Probleemanalyse 17
2.1	De eutrofiërings-effectenketen 17
2.2	Aanvoer van nutriënten en resulterende concentraties 17
3	Modelinstrumentarium 23
3.1	Aanpak van de modellering 23
3.2	Overzicht van het modelsysteem 24
3.3	Kalibrering van het modelinstrument 25
4	Aanpak risico-analyse 27
4.1	Kansfactoren en beheersmaatregelen 27
4.2	Effectvariabelen en lokaties 30
4.3	Kwantificering milieurendement en risico-analyse 31
4.4	Beoordeling van effectvariabelen en milieurendement 35
4.5	Beperkingen 36
5	Resultaten en discussie 37
5.1	Ruimtelijke verdeling van de antropogene invloed 37
5.2	Gebieden met hoge antropogene belasting 39
5.3	Gebieden met 'gemiddelde' antropogene belasting 41
5.4	Gebieden met 'lage' antropogene belasting 42
6	Referenties 47
7	Colofon 53
8	Figuren 55
Bijlage 1	Overzicht van gebruikte invoergegevens 85
Bijlage 2	Diskette met resultaten van DYNAMO berekeningen 89

VOORWOORD

Bij de brief van 10 april 1992 van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) werd aan de Dienst Getijdewateren van Rijkswaterstaat opdracht gegeven om een risico-evaluatie Eutrofiëring Noordzee uit te voeren. Het Waterloopkundig Laboratorium is gevraagd een deel van de berekeningen uit te voeren en te ondersteunen bij de interpretatie van de uitkomsten. Voor deze werkzaamheden is een budget beschikbaar gesteld.

Het resultaat van de gezamenlijke inspanning is in deze nota weergegeven. Eutrofiëeringsverschijnselen als gevolg van meteorologische invloeden (kansfactoren) worden in relatie bekeken met de beïnvloeding door beheersmaatregelen (reductie van de aanvoer van N en P) voor de verschillende delen van de Noordzee. Hiervoor is het MANS instrumentarium ingezet.

De begeleiding van het onderzoek is van de zijde van VROM uitgevoerd door ir. J.F.M. van Vliet, Drs. D.A. Jonkers, Drs. K. Meijer, ir. A. Roos, Drs. C.Y.I. Bootsma en van het RIVM door Dr. R.J. Leewis.

SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Het milieurendement van maatregelen gericht op het terugdringen van de antropogene aanvoer van nutriënten, fosfaten en stikstofverbindingen, naar de Noordzee is in deze risico-analytische studie vergeleken met de natuurlijke variatie van effectvariabelen van eutrofiëring. De studie heeft zich beperkt tot de zuidelijke Noordzee (ten zuiden van de 57^e breedtegraad), met name het Nederlands Continentaal Plat (NCP) en tot een aantal primaire effectvariabelen, waarvoor de relatie met eutrofiëring is aangetoond. Gebieden als de Waddenzee en de Duitse Bocht zijn niet in de analyse betrokken.

De hoofdconclusies van de studie zijn:

1. De doelstelling van een halvering van het algenoverschot in de kustzone, oftewel een reductie van de totale concentratie met 25%, is te bereiken met een reductie van de antropogene aanvoer van nutriënten, met name fosfaten, van tenminste 50%. Het is vraag of zo'n effect meetbaar zal zijn omdat de natuurlijke variatie zeker even groot is.
2. Voor het bereiken van de doelstelling van maximaal een factor 2 afwijking van de referentie situatie voor *Phaeocystis* in de kustzone, lijkt een afname van de antropogene aanvoer van nutriënten met 50% onvoldoende en zal deze aanvoer met tenminste 75% moeten worden gereduceerd.
3. De doelstelling van een verwaarloosbare kans op zuurstofgehaltes lager dan 5 mg/l in de bodemwaterlaag in het gestratificeerde deel van de Noordzee binnen het NCP wordt bereikt bij een reductie van de antropogene aanvoer van stikstof met 50%.

In dit rapport wordt de volgende pragmatische definitie van milieurendement gehanteerd:

Milieurendement is een maat voor het effect van beheersmaatregelen op eutrofiëringsverschijnselen, met inachtneming van de natuurlijke variatie van deze verschijnselen.

Voor de huidige belasting van de Noordzee met nutriënten is 1987 als basisjaar gekozen in plaats van 1985 omdat 1985 een (vergeleken met de voorgaande periode) afwijkend droog jaar is geweest met lage rivierafvoeren; 1987 is een jaar geweest met een normale tot hoge rivierafvoer.

Het milieurendement van maatregelen is op twee manieren gekwantificeerd:

1. de verandering van de effectvariabelen ten gevolge van maatregelen onder normale omstandigheden (meteorologie van 1987, stromingspatroon behorend bij ZW-wind), in vergelijking met de natuurlijke variatie bij de huidige belasting;
2. de maximaal te verwachten verandering van de effectvariabelen ten opzichte van de huidige situatie, gegeven de variatie ten gevolge van meteorologie en stromingspatronen, en gegeven de aannames die zijn gemaakt ten aanzien van de kans van optreden van combinaties van meteorologische jaren en stromingspatronen.

Voor de effectvariabelen van eutrofiëring in het mariene milieu zijn in het Nederlandse milieu- en natuurbeleid geen milieukwaliteitsdoelstellingen in de zin van kwantitatieve grens- en/of streefwaarden geformuleerd.

Refererend aan de in de regeringsbeslissingen van de huidige beleidsnota's gestelde algemene normdoelstellingen zijn bij de formulering van de conclusies van deze studie de volgende milieukwaliteitsdoelstellingen gehanteerd:

1. chlorofyl: reductie van de jaargemiddelde concentratie in de kustzone tot 50% van het verschil tussen de huidige en de referentie situatie; deze 'halvering van het algenoverschot' komt overeen met 25% reductie van de totale concentratie in de huidige situatie;
2. *Phaeocystis*: een afwijking van de jaargemiddelde concentratie van niet meer dan een factor 2 (dus maximaal 200%) ten opzichte van de referentie situatie;
3. zuurstof in de bodemwaterlaag van gestratificeerde gebieden op het Nederlands Continentaal Plat (NCP): een verwaarloosbare kans op onderschrijding van de grenswaarde van 5 mg/l (zoetwaternorm).

Bij het milieurendement van maatregelen moet onderscheid worden gemaakt tussen verschillende zones van de Noordzee en tussen de effectiviteit van fosfaatsanering en stikstofsanering, omdat:

- eutrofiëringsverschijnselen verschillend zijn in de verschillende zones; zo speelt de zuurstofproblematiek alleen in de gestratificeerde delen van de Noordzee;
- de mate van natuurlijke variatie verschilt in de verschillende zones;
- in het kustgebied de eutrofiëring vooral door fosfaat wordt bepaald en verder op zee door stikstof;
- het antropogene aandeel in de concentraties van nutriënten zeer sterk verschilt in de verschillende zones, terwijl er ook belangrijke verschillen tussen fosfaat en stikstof bestaan in zowel het gemiddelde niveau als de ruimtelijke verdeling van het antropogene aandeel.

Voor de 3 onderscheiden zones worden de volgende conclusies getrokken:

- 1 De Nederlandse en Duitse kustzone van ongeveer 50 km breed wordt in de huidige situatie gekenmerkt door een antropogeen aandeel in de nutriënten concentraties van 60% voor P en 80% voor N.
De natuurlijke variatie van nutriënten is relatief gering. 50% reductie van de antropogene aanvoer levert al een milieurendement op voor concentraties van nutriënten dat groter is dan de natuurlijke variatie. De fytoplankton biomassa in de kustzone wordt bij de huidige aanvoer van nutriënten vooral beperkt door de lichtomstandigheden en in mindere mate door stikstof en fosfaat. Er is daardoor al een behoorlijke aanvoerreductie nodig om een begin van een effect te bewerkstelligen. De doelstelling van een halvering van het algenoverschot in de kustzone, 25% reductie van de totale concentratie, wordt volgens de modelresultaten bereikt met 50% reductie van de antropogene aanvoer van nutriënten. Het is de vraag of een vermindering van de totale algenbiomassa met 25% meetbaar zal zijn; de natuurlijke variatie is zeker even groot. Een milieurendement ten aanzien van de algenbiomassa dat groter is dan de huidige natuurlijke variatie is slechts te bereiken met een zeer aanzienlijke reductie van de antropogene aanvoer van meer dan 50%.
Door de grote natuurlijke variatie en de invloed van competitie van

andere soorten is het moeilijk uitspraken te doen over de doelstelling van maximaal een factor 2 afwijking van de referentie situatie voor *Phaeocystis* in de kustzone. Gemiddeld over alle weerscenario's lijkt een afname van de antropogene aanvoer met 50% onvoldoende en zal deze aanvoer met tenminste 75% moeten worden gereduceerd om deze doelstelling te bereiken.

2. De zuidelijke Noordzee buiten de directe kustzone wordt in de huidige situatie onder normale omstandigheden (ZW-wind) gekenmerkt door een antropogeen aandeel in de nutriënten concentraties van 35% voor N en 25% P. Bij stromingspatronen behorend bij noordelijke winden kan het antropogene aandeel aanzienlijk toenemen, vooral van N.
De natuurlijke variatie van effectvariabelen is relatief groter dan in kustzone.
Er is sprake van N limitatie, dus het milieurendement wordt bepaald door de reductie van N. De biomassa van fytoplankton en de primaire produktie zijn proportioneel gerelateerd aan de stikstof concentratie. Slechts een reductie van 75% van de antropogene aanvoer van stikstof levert een milieurendement op dat groter is dan de natuurlijke variatie.
3. De centrale Noordzee wordt gekenmerkt door een laag antropogeen aandeel in de nutriënten concentraties, < 30% voor N en < 15% voor P onder normale omstandigheden. Echter, ook hier kan het antropogene aandeel, vooral van N, aanzienlijk toenemen bij langdurige noordelijke wind. En ook hier wordt de eutrofiëringssituatie bepaald door stikstof.
De natuurlijke variatie van de effectvariabelen is groot, van de soortensamenstelling van fytoplankton zelfs extreem groot.
Fysische condities vormen een voorwaarde voor het optreden van lage zuurstof concentraties, want:
 - stratificatie treedt alleen op onder rustige weerscondities;
 - de antropogene fractie varieert sterk bij verschillende windrichtingen, omdat het potentieel gestratificeerde gebied op het NCP een overgang vormt tussen de sterk antropogeen belaste kustzone en weinig beïnvloede noordelijke gebieden;
 - biomassa, primaire produktie en algensamenstelling zijn sterk afhankelijk van de aanwezigheid van stratificatie.
 Onder de meest ongunstige meteorologische omstandigheden (aanvoer van nutriëntrijk kustwater bij noordelijke wind en sterke stratificatie) is 50% reductie van de stikstofaanvoer voldoende om extreem lage zuurstof concentraties (< 5 mg/l) in de onderste waterlaag te voorkomen.
De doelstelling van een verwaarloosbare kans op zuurstofgehalten < 5 mg/l in de bodemwaterlaag in het gestratificeerde deel van de Noordzee binnen het NCP wordt volgens deze resultaten bereikt bij een reductie van de antropogene aanvoer van stikstof met 50%.

1. INLEIDING EN PROBLEEMSTELLING

In de Noordzee worden verschijnselen waargenomen als algengroei, schuim op het strand en lage zuurstofconcentraties in het water gevolgd door sterfte onder bodemorganismen. Deze verschijnselen keren regelmatig terug en kunnen een hinderlijke en ongewenste omvang aannemen. Deze fenomenen worden gezien als het effect van de eutrofiëring van de Noordzee die de laatste decennia heeft plaatsgevonden, waarvan de oorzaak ligt in de toegenomen antropogene belasting van de zee met nutriënten. Aan het eind van de zeventiger jaren en begin tachtiger jaren bereikten de nutriëntvrachten van de rivieren maximale waarden, voor stikstof en fosfor respectievelijk 4 maal en 7 maal boven het niveau van de dertiger jaren (Klein & van Buuren, 1992). Sinds 1985 is de fosforvracht van de Rijn met ongeveer 40% afgenomen (Wulffraat et al., 1993). De vracht van stikstof is niet tot nauwelijks afgenomen (Klein & van Buuren, 1992).

Als een gevolg van de grotere riviervrachten zijn de winterconcentraties van nutriënten in de kustzone toegenomen. De concentraties DIN (dissolved inorganic nitrogen, ammonium, nitraat en nitriet) en DIP (dissolved inorganic phosphorus, orthofosfaat) in een 10 km brede kustzone zijn een factor 2-4 hoger dan in de begin zestiger jaren. In de periode 1975-1990 zijn deze winterconcentraties vrij constant gebleven en kan een afname, zoals waargenomen op de rivieren, niet of nauwelijks worden geconstateerd (Anonymus, 1992b). Alleen in een smalle kustzone waar de invloed van het rivierwater sterk is, kan een afnemende trend voor fosfaat worden geconstateerd. Verder op zee is het aandeel van het rivierwater beperkt en zijn dus de concentraties van nutriënten minder beïnvloed door antropogene aanvoer.

De verhoogde winterconcentraties van nutriënten hebben als direct effect een verhoogde produktie en biomassa van fytoplankton soorten. Voor enkele directe effecten zijn over de afgelopen jaren lokaal trends waargenomen, die een relatie vertonen met de trends in antropogene vrachten. Soms echter kunnen directe effecten worden onderdrukt of gemaskeerd door natuurlijke processen, onder andere ten gevolge van wisselende meteorologische omstandigheden, en zijn geen duidelijke trends waar te nemen (Anonymus, 1992b).

In de Hollandse kustzone vertoont de jaarlijks gemiddelde chlorofylconcentratie een variatie die groter is dan verwacht mag worden op grond van de variatie in winterconcentratie van nutriënten. Afgezien van de beschikbaarheid van nutriënten spelen hierin vooral de voor de algengroei limiterende lichtcondities een rol. Ten gevolge van die grote spreiding kan over de periode 1975-1990 in de kustzone voor de algenbiomassa geen verandering worden waargenomen. Voor primaire produktie zijn slechts beperkt gegevens beschikbaar zodat voor de kustzone geen trend vastgesteld kan worden (Anonymus, 1992b; Klein & van Buuren, 1992). In het Marsdiep zijn over de periode van eind zeventiger jaren tot de midden tachtiger jaren, tijdens de hoogwaterperiode, monsters van het zeewater genomen. Deze waarnemingen kunnen representatief worden geacht voor de algenpopulatie direct voor de kust. In deze periode is een toename van de jaargemiddelde chlorofylconcentratie gevonden, die daarna constant is gebleven of licht is gedaald (Cadée & Hegeman, 1991a). In het

Marsdiep kan hetzelfde patroon worden vastgesteld voor de primaire produktie. Sinds de zeventiger jaren is de primaire produktie toegenomen van $150 \text{ gC/m}^2/\text{j}$ naar een maximum van $400 \text{ gC/m}^2/\text{j}$ in de midden tachtiger jaren. Sindsdien neemt de primaire produktie weer af (Cadée & Hegeman, 1991a).

De jaarlijkse successie van algen wordt gereguleerd door licht en de beschikbaarheid van nutriënten. Het algemene beeld is dat in het voorjaar bloeien van diatomeeën optreden, totdat silicaat een limiterende factor wordt. Vervolgens nemen de flagellaten in aantal toe, meestal gedomineerd door *Phaeocystis*, totdat een van de andere nutriënten limiterend wordt. Veelal blijven flagellaten dominant gedurende de zomer en herfst. In enkele jaren vertonen de diatomeeën nog in het najaar een bloei. In de stabiele gestratificeerde waterkolom van de Oestergronden kunnen in de midzomerperiode bloeien van dinoflagellaten optreden, die de diatomeeën en flagellaten in aantal overtreffen (Reid et al., 1990; Zevenboom et al., 1991). Echter, de duur, intensiteit en frequentie van de algenbloei voor de kust heeft de afgelopen decennia veranderingen ondergaan. *Phaeocystis*, die ook eind vorige eeuw voor onze kust waargenomen is, is vaker dominant en de bloeiperiode is twee tot drie maal langer geworden, hetgeen wordt toegeschreven aan de eutrofiëring (Cadée & Hegeman, 1991a, 1991b; Colijn, 1992). Diatomeeën vertonen geen verandering in bloei of dichtheid. Ondanks de gewijzigde duur van bloeien en sterkere dominantie van bepaalde soorten zijn er geen aanwijzingen voor een veranderde successie in algenpopulaties over een lange tijdspanne (Cadée & Hegeman, 1991b). De zomerbloei van *Phaeocystis*, die tegenwoordig altijd wordt waargenomen, wordt ook al in de waarnemingen van vorige eeuw gemeld, hoewel de bloeiperiode toen minder langdurig was (Cadée & Hegeman, 1991a).

Zuurstofloosheid in de bodemwaterlaag kan optreden ten gevolge van afbraak van organisch materiaal. Bij overmatige produktie van organisch materiaal ten gevolge van overmatige beschikbaarheid van nutriënten, neemt de kans op het optreden van zuurstofloosheid in de bodemwaterlaag toe. Deze kans wordt echter primair bepaald door de kans op het ontstaan van een verticale stratificatie, die de mate van uitwisseling van zuurstof over de waterkolom bepaalt. In de kustgebieden en in het ondiepe zuidelijke deel van de Noordzee met voldoende verticale menging is er ook voldoende uitwisseling van zuurstof, zodat in deze gebieden geen lage zuurstofwaarden zullen ontstaan. Op de Oestergronden, waar in de zomer stratificatie kan optreden, is in 1989 een daling van de zuurstofverzadiging in de bodemwaterlaag tot 50% waargenomen. Omdat het optreden van verticale stratificatie hoofdzakelijk wordt beïnvloed door fysische factoren, in relatie tot meteorologische condities, kan een direct verband tussen eutrofiëring en het ontstaan van kritische zuurstofwaarden in de bodemwaterlaag moeilijk met veldwaarnemingen worden aangetoond (Peeters et al., 1991).

Regelmatig worden nieuwe soorten fytoplankton aangetroffen, waaraan voor andere organismen hinderlijke toxische effecten worden toegeschreven. Trends in het voorkomen van deze soorten kunnen door beperkte tijdseries niet vastgesteld worden. De verhoogde waarnemingsfrequentie is waarschijnlijk te verklaren uit een grotere waarnemingsinspanning en niet met een trend in eutrofiëring (Reid et al., 1990; Colijn, 1992).

De sterk toegenomen dominantie van flagellaten ten opzichte van

diatomeeën en een verkorting van de periode waarover nutriëntlimitatie optreedt in de Duitse Bocht is mogelijk het gevolg van toegenomen concentraties van nutriënten (Radach et al., 1990). Het feit dat in de Duitse Bocht, waar sprake is van een hoge N/P ratio, overige flagellaten dominanter zijn dan *Phaeocystis* (Anonymus, 1992a) is in overeenstemming met de hypothese dat *Phaeocystis* bij fosfaatlimitatie de competitie verliest (Riegman et al., 1992).

Het massaal voorkomen van *Phaeocystis* in de Nederlandse kustzone, ondanks de eveneens hoge N/P ratio, kan worden verklaard door de overmaat van nutriënten waardoor een actuele nutriëntlimitatie niet optreedt. In dat geval vormt de lichtbeschikbaarheid een belangrijke regulerende factor voor de groei en de dominantie van *Phaeocystis* (Peperzak, 1993).

Het voorkomen van toxische algen wordt soms in verband gebracht met een afwijkende N/P verhouding, maar deze veronderstelling is nog niet onderbouwd (Colijn, 1992). In de offshore gebieden, waar de algen stikstof-gelimiteerd zijn, worden potentieel toxische algen aangetroffen, die ten gevolge van eutrofiëring niet alleen in biomassa toenemen, maar ook mogelijk toxinen gaan produceren. Er zijn aanwijzingen dat de dinoflagellaat *Alexandrium tamarense*, die bij een N-limitatie geen toxinen produceert, bij een P-limitatie een excretie van de overmaat stikstof in de vorm van toxinen vertoont (Flynn, 1993).

Afgezien van de directe effecten van eutrofiëring, kunnen ook indirecte effecten optreden doordat andere trofieniveaus profiteren van het verhoogde voedselaanbod. In de Waddenzee is waargenomen dat de verhoogde aanvoer van nutriënten niet alleen de produktiviteit van de algenpopulatie, maar ook de produktiviteit van zoöplankton en benthos heeft verhoogd. De zoöplanktonpopulatie van *Temora* in de Waddenzee is met een factor 4 tot 8 toegenomen sinds 1973, en de piek heeft zich naar de zomer toe verbreed (Fransz et al., 1993). Deze verandering wordt gezien als een aanpassing aan de toegenomen dominantie van *Phaeocystis*. De biomassa van macrozoöbenthos in de westelijke Waddenzee verdubbelde over de periode van 1970 tot 1988, en er is tot op heden nog steeds geen sprake van een afname van de biomassa van het benthos (Beukema, 1989; De Jonge & Essink, 1992).

Voor de Noordzee zijn gegevens over zoöplankton slechts zeer beperkt beschikbaar. Voor de bodemdieren in de Noordzee is een volledig ruimtelijk beeld van de verspreiding van soorten beschikbaar, maar trendgegevens ontbreken helaas (Duineveld et al., 1991). Voor het Friese Front is bekend dat de biomassa van bodemdieren in 1987 overeenkomt met de biomassa gevonden in 1978 (Cramer, 1991). Naast een mogelijke toename van biomassa is de verandering in soortensamenstelling het meest in het oog springende effect van eutrofiëring op bodemdieren. Op de Oestergronden is een toegenomen dichtheid van *Amphiura filiformis*, een brokkelster, geconstateerd (Duineveld et al., 1987). Vergelijkbare waarnemingen zijn ook in andere systemen gedaan en een verklaring wordt gezocht in de eutrofiëring (Josefson & Jensen, 1992).

Het is niet uit te sluiten dat de eutrofiëring in kustwateren een totaaleffect heeft gehad op het systeem en bijvoorbeeld ook de produktiviteit van schelpdieren, garnalen en zelfs mogelijk vis verhoogd kan hebben (Boddeke & Hagel, 1991). Dit kan als een positief effect van eutrofiëring worden aangemerkt. Uit Jansen (1993) en Peeters et al. (1993) kan worden opgemaakt dat er over de uitspraken, gedaan in Boddeke & Hagel (1991) echter nog geen consensus bestaat.

Modellen worden toegepast om de respons van het ecosysteem op antropogene ingrepen of natuurlijke factoren te analyseren. Tot op het niveau van de beschrijving van nutriënten dynamiek en koolstofstroom

van de laagste trofieniveaus (primaire producenten, primaire consumenten en detritusketen) gaat dat heel behoorlijk. Er zijn, internationaal, modellen beschikbaar die gekalibreerd en gevalideerd zijn en waarmee kwantitatieve analyses uitgevoerd kunnen worden (Vries, 1992). Vooral nog zijn ecosysteemmodellen voor de Noordzee, waarin de koolstofstromen en nutriëntenhuishouding van meerdere trofieniveaus zoals algen en bentos, zoöplankton of vis min of meer prognostisch worden beschreven, niet beschikbaar. Uitspraken over de invloed van verstoringen en veranderingen van de onderlinge relaties op de hogere trofieniveaus kunnen dus slechts op basis van expert judgement worden gedaan (Schobben, 1992). Wellicht dat in de toekomst de ontwikkeling op het gebied van ecosysteemmodellering een kwantitatieve benadering wel mogelijk maakt.

Gezien de afhankelijkheid van algenbloeien van nutriënten, het lichtklimaat, fysisch transport en turbulentie, is het moeilijk om effecten van antropogene factoren zoals nutriënten belasting, te scheiden van die van natuurlijke factoren. Instraling, turbulentie, transport en menging van watermassa's door wind en getij, worden in sterke mate bepaald door meteorologische condities en zijn mede bepalend voor het lichtklimaat onder water, de verspreiding en beschikbaarheid van nutriënten en daarmee de variabiliteit in het optreden van eutrofiëringsverschijnselen. Ook jaarlijkse verschillen in neerslag kunnen invloed uitoefenen op het optreden van de effecten van eutrofiëring. Veel neerslag en dien ten gevolge grotere afspoeling van het land geven een naar verhouding grotere belasting van het oppervlaktewater dan relatief droge jaren.

Met het huidig beleid wordt een halvering van de antropogene input van nutriënten nagestreefd. Onduidelijk is of de natuurlijke variatie niet het effect van deze reductie overschaduwde. Meteorologische condities kunnen een brede range in respons veroorzaken, waardoor de mogelijkheid blijft bestaan dat, ondanks gereguleerde antropogene nutriëntenvrachten, onder specifieke natuurlijke condities toch ongewenste effecten optreden.

De huidige studie is gericht op het beantwoorden van de vraag hoe de invloed van de natuurlijke variatie in meteorologische condities zich verhoudt tot de invloed van reguleerbare antropogene belasting op eutrofiëringsverschijnselen in de Noordzee. Op deze wijze zal inzicht worden gegeven in het milieurendement van reductiemaatregelen ten aanzien van verschillende directe effecten van eutrofiëring.

De nu voorliggende studie is het vervolg op een eerder uitgevoerde haalbaarheidsstudie (Vries et al., 1990), waarin is nagegaan in hoeverre het mogelijk is ecologische normen voor eutrofiëringseffecten te formuleren. Uit de haalbaarheidsstudie is naar voren gekomen dat de effectvariabele chlorofyl een waardevolle ecologische norm is voor de niet-gestratificeerde gebieden van de Noordzee en de gebieden met een hoge antropogene belasting. De soortensamenstelling van het fytoplankton kan als ecologische norm gehanteerd worden voor de gehele Noordzee, waarbij gedacht kan worden aan een maximaal toelaatbaar gehalte *Phaeocystis* in de kustwateren en een maximaal toelaatbaar gehalte dinoflagellaten in de gestratificeerde wateren. In de haalbaarheidsstudie heeft het accent gelegen op het beoordelen van de geschiktheid van effectvariabelen voor ecologische normen, zonder dat er kwantitatieve uitspraken gedaan zijn. In het nu voorliggende rapport worden aan de hand van milieukwaliteitsdoelstellingen, zoals deze zijn vastgelegd in de Regeringsbeslissingen van de Derde Nota Waterhuishouding (1990) en het Waterkwaliteitsplan Noordzee (1991),

voor de effectvariabelen chlorofyl, *Phaeocystis* en zuurstof, de ongewenste eutrofiëringseffecten gekwantificeerd. Tevens is het maximale milieurendement ten gevolge van reductiemaatregelen in het optreden van deze ongewenste eutrofiëeringsverschijnselen afgeschat, gebruikmakend van de kans op het optreden van verschillende weerscenario's.

2. PROBLEEMANALYSE

2.1. De eutrofiërings-effectenketen

De relaties tussen effecten en oorzaken van eutrofiëring kunnen in onderlinge samenhang in een effectenschema worden weergegeven. In figuur 2.1 is dit op een globale manier gedaan. De oorzaken van eutrofiëring (aanvoer van nutriënten en resulterende concentraties) kunnen leiden tot directe effecten (chlorofyl toename, zuurstofuitputting, plaagalgen) die weer aanleiding kunnen geven tot afgeleide effecten, zoals verandering van de visproductiviteit via de voedselketen.

Niet alle in hoofdstuk 1 genoemde effecten zijn aantoonbaar gerelateerd aan de oorzaken van eutrofiëring; voor bijvoorbeeld sommige plaagalgen die in zeer lage concentraties al giftig zijn (zoals de veroorzakers van schelpdiertoxiciteit) wordt de relatie zelfs onwaarschijnlijk geacht. Ook kan de relatie met eutrofiëring worden overschaduwd door andere oorzaken. Bij het huidige exploitatie-niveau van commerciële vissoorten op de Noordzee is het produktiviteitsverhogende effect van eutrofiëring waarschijnlijk ondergeschikt aan de effecten van visserij en daarom moeilijk aan te tonen (Daan et al., 1990; Janssen, 1993).

Deze risico-analyse beperkt zich tot de primaire effecten waarvan is aangetoond dat ze oorzakelijk zijn gerelateerd aan de aanvoer van nutriënten naar zee. Deze beperking is aangegeven in figuur 2.1. In de figuur is tevens aangegeven dat de nutriëntenaanvoer naar zee slechts gedeeltelijk beheersbaar is. Voor een deel worden nutriënten aangevoerd vanuit de aangrenzende oceaan (reststroomtransport via het Kanaal en de noordrand) en deze aanvoer is grotendeels van natuurlijke oorsprong. Ook een deel van de aanvoer via rivieren is natuurlijk. In de volgende paragraaf wordt de verhouding tussen natuurlijke, niet beheersbare, en antropogene, beheersbare aanvoer nader gekwantificeerd.

2.2. Aanvoer van nutriënten en resulterende concentraties

In Bijlage 1 van dit rapport zijn de basisgegevens opgenomen over de aanvoer van nutriënten naar de Noordzee zoals ze zijn gebruikt als invoer van de modellen waarmee de risico-analyse is uitgevoerd.

De vrachtgegevens van de rivieren zijn ontleend aan het DGW-project INPUT, en grotendeels gebaseerd op de oorspronkelijke opgave van de betreffende waterbeheerders in binnen- en buitenland (Wulffraat et al., 1993). De gegevens kunnen indicatief worden geacht voor de tweede helft van de tachtiger jaren; de meeste gegevens betreffen het jaar 1987. De atmosferische depositie van stikstof is gemiddeld over de Noordzee geschat op $0.5 \text{ gN/m}^2/\text{j}$ (Warmenhoven, 1989).

De nutriëntenaanvoer vanuit de Atlantische Oceaan via Kanaal en noordrand is ontleend aan Sydow et al. (1990) voor het Kanaal en ongepubliceerde bij DGW beschikbare gegevens voor de noordrand. De voor deze aanvoer gehanteerde concentraties liggen in de range van natuurlijke achtergrondconcentraties volgens Laane (1992). Ondanks de lage (natuurlijke) concentraties van nutriënten in oceaanwater levert de oceaan toch een belangrijke bijdrage aan de totale aanvoer van

nutriënten. Dat komt doordat de hoeveelheid oceaanwater die door het reststroomtransport (getijgemiddeld) door de Noordzee stroomt vele malen groter is (zo'n 50-100 maal) dan de som van alle debieten van de rivieren die in de Noordzee uitmonden. Door de kustzone van enkele tientallen kilometers breed stroomt dus al 10 maal zoveel oceaanwater als door de Rijn aan zoetwater wordt aangevoerd. Er is overigens grote onzekerheid over de hoeveelheid oceaanwater die door de Noordzee stroomt. Waarschijnlijk is er sprake van een grote mate van door het weer veroorzaakte variatie. Deze onzekerheid of mate van jaarlijkse variatie bedraagt meer dan een factor 2 (Klein & van Buuren, 1992), en werkt rechtstreeks door in de aanvoer van nutriënten vanaf de oceaan. Aangezien de aanvoer van oceaanwater ook de verblijftijd (verversing) van de Noordzee bepaalt, heeft deze onzekerheid (variatie) weinig (direct) effect op de resulterende concentraties van nutriënten. Dit in tegenstelling tot de rivieraanvoer die geen invloed heeft op de verblijftijd waardoor een verhoogde (verlaagde) riviervracht wel direct effect heeft op de resulterende concentraties van nutriënten. Ook zullen bij lange verblijftijden (bij noordelijke winden, zie hoofdstuk 4) de riviervrachten in sterkere mate ophopen dan bij korte verblijftijden met grotere verversing met oceaanwater. Noordelijke winden veroorzaken in het zuidelijk deel van de Noordzee daardoor hogere concentraties dan zuidelijke winden.

In tabel 2.1 en 2.2 en figuur 2.2 zijn de gegevens over de aanvoer van nutriënten voor de huidige 'nominale' situatie (1987 rivierbelasting, stromingspatroon op zee behorend bij ZW-wind) samengevat. De gegevens hebben betrekking op het zuidelijke deel van de Noordzee, beneden de 57^e breedtegraad, zoals weergegeven in figuur 3.1. Dit door de modellen bestreken gebied heeft een oppervlakte van ongeveer $340 \cdot 10^3 \text{ km}^2$ en, bij een gemiddelde diepte van ongeveer 46 m, een volume van bijna $16 \cdot 10^{12} \text{ m}^3$.

De verhouding tussen de aanvoer vanuit de oceaan en de aanvoer via rivieren is sterk afhankelijk van de gekozen ruimtelijke begrenzing. Wanneer ook het noordelijk deel van de Noordzee tot de 62^e breedtegraad in de beschouwing wordt getrokken, wordt een oppervlakte van ongeveer $755 \cdot 10^3 \text{ km}^2$ bestreken met een volume van ongeveer $73 \cdot 10^{12} \text{ m}^3$ (Anonymus, 1993). Gemiddeld over dit grotere gebied is de invloed van de oceaan relatief veel groter en het antropogene aandeel veel kleiner dan in het zuidelijke deel van de Noordzee.

Voor een aantal in Bijlage 1 en in bovenstaande figuren en tabellen vermelde gegevens moesten aannamen worden gedaan. Dit betreft vooral de verschillende antropogene fracties. De ranges van jaargemiddelde natuurlijke of achtergrondconcentraties in Europese rivieren gegeven in Laane (1992) zijn, vergeleken met de huidige concentraties, ongeveer 2-8% voor DIN en 2-30% voor DIP. Voor silicium is de natuurlijke concentratie waarschijnlijk (aanzienlijk) hoger dan de huidige, omdat in menselijk afvalwater nauwelijks silicium aanwezig is en omdat verhoogde N- en P-concentraties de retentie van silicium in de rivieren bevorderen (Admiraal & v.d. Vlugt, 1990). De voorlopige schatting van de natuurlijke atmosferische depositie van DIN volgens Laane (1992) is minder dan 5% van de huidige depositie. Voor de concentraties op zee worden geen natuurlijke achtergrondwaarden gegeven, maar concentratie-ranges van metingen vóór 1950. Deze concentraties komen overeen met de huidige in de niet door rivieren beïnvloede delen van de Noordzee. Op grond van deze informatie zijn de volgende antropogene fracties verondersteld:

- in rivierwater: 88% voor N en P, -25% voor Si
- in oceaanwater via het Kanaal: 14% voor N en P, 0% voor Si
- in oceaanwater via de noordrand: 0%
- in atmosferische depositie: 100%

Tabel 2.1 De aanvoer van anorganisch opgeloste nutriënten naar de Noordzee in de huidige situatie (1987). De hoeveelheden zijn weergegeven in kiloton/jaar, de ratio's zijn op mol-basis.

	DIN	DIP	DISi	N/P	N/Si
Kanaal	497	73	447	15	2.2
Noordrand	773	74	368	23	4.2
totaal oceaan	1270	147	815	19	3.1
Rijn en Maas	479	22	250	48	3.7
Eems, Weser, Elbe e.a.	405	8	140	94	5.1
Engelse rivieren	131	14	133	20	2.0
Schelde	49	4	30	27	3.3
Deense afvoer	36	5	16	15	4.8
totaal 'rivieren'	1100	55	569	44	3.9
atmosfeer	183				
totaal	2553	202	1384	28	3.7
antropogeen deel (%)	48	30	-10		

Tabel 2.2. De totale aanvoer van nutriënten naar de Noordzee in de huidige situatie (1987). De hoeveelheden zijn weergegeven in kiloton/jaar, de ratio's zijn op mol-basis.

	totN	totP	totSi	N/P	N/Si
Kanaal	740	122	709	13	2.1
Noordrand	862	105	736	18	2.3
totaal oceaan	1602	227	1455	16	2.2
Rijn en Maas	543	34	276	36	3.8
Eems, Weser, Elbe e.a.	439	14	155	70	5.7
Engelse rivieren	143	17	141	18	2.0
Schelde	56	6	31	21	3.7
Deense afvoer	47	7	17	15	5.5
totaal 'rivieren'	1228	77	619	35	4.0
atmosfeer	183				
totaal	3013	304	2064	22	2.9
antropogeen deel (%)	45	28	-8		

Een tweede set van aannames betreft het refractaire karakter van een deel van de organisch gebonden nutriënten in zowel zeewater als rivierwater. Dit deel is niet beschikbaar voor primaire producenten en heeft dus geen eutrofiërende werking (Joordens & Laane, in prep.). In de winter kan het refractaire deel van de concentraties opgelost organisch P en N oplopen tot 70% en hoger; in de zomer is dit aandeel, bij hogere concentraties, 25% of minder (Butler et al., 1979; van Es & Laane, 1982; van Boekel, 1991). De in de tabellen vermelde totaalvrachten, en de in deze risico-analyse gebruikte vrachtgegevens, zijn vooraf gecorrigeerd voor het refractaire deel (jaargemiddeld 60%, variërend van 25% in de zomer tot 75% in de winter). Alle genoemde refractaire percentages hebben betrekking op het organisch gebonden deel van de totaal vrachten, dat wil zeggen op ongeveer 10% van de totale aanvoer via rivieren en via de noordrand, en op ongeveer 33% van de aanvoer via het Kanaal (zie ook Bijlage 1).

Uit de gepresenteerde gegevens kunnen de volgende karakteristieken worden afgeleid voor de aanvoer van nutriënten naar de Noordzee:

1. Gemiddeld over het hele oppervlak van de zuidelijke Noordzee (ten zuiden van de 57^e breedtegraad), bedraagt de aanvoer van biologisch beschikbaar stikstof ongeveer 9 gN/m²/j (90 kg/ha) en de aanvoer van biologisch beschikbaar fosfaat ongeveer 0.9 gP/m²/j (9 kg/ha).
2. Ongeveer de helft van de stikstof wordt vanuit de oceaan aangevoerd, van fosfaat 75%. De omvang van deze aanvoer is onzeker en variabel; bij noordelijke wind is deze aanvoer al gauw een factor 2 kleiner (en verblijftijd van water en nutriënten op de Noordzee een factor 2 groter).
3. Het antropogene aandeel in de stikstof aanvoer wordt geschat op een kleine 50%, voor fosfaat ongeveer 30%.
4. De rivieren die via Nederland in de Noordzee uitstromen vertegenwoordigen ruim 40% van de totale aanvoer van nutriënten via rivieren.
5. De Nederlandse bijdrage aan de afvoer via Nederlandse rivieren wordt geschat op 20% voor N en 33% voor P (MANS-PRELUDE).
6. De verhouding waarin de oceaan stikstof en fosfaat aanvoert komt ongeveer overeen met de verhouding waarin ze door fytoplankton worden opgenomen (de Redfield ratio, N/P=16 op basis van atoomgewicht). De rivier-aanvoer is relatief rijk aan stikstof, met name de aanvoer via de Nederlandse en Duitse rivieren. Ook de natuurlijke aanvoer van de rivieren is relatief rijk aan stikstof (N/P=28, Ahl in Laane, 1992).

Figuur 2.3 geeft voor de periode 1980-1990 de vrachten weer van totaal-N en totaal-P van de rivieren die via Nederland en Duitsland in de Noordzee uitmonden (Wulffraat et al., 1993). De vrachten zijn niet gecorrigeerd voor het refractaire deel van de organisch gebonden nutriënten, zoals dat wel is gebeurd in figuur 2.2 en de tabellen 2.1. en 2.2. De jaarlijkse variatie in de vrachten wordt deels veroorzaakt door de variatie in debieten. De jaargemiddelde waterafvoer van de Rijn bij Lobith was in de drie droge jaren '85, '89 en '90 ongeveer 2000 m³/s, tegen 3000 m³/s in '81, '87 en '88 en ongeveer 2500 m³/s in de overige tachtiger jaren. Vooral de stikstofvracht is sterk afhankelijk van de waterafvoer; de totale variatie in de jaarlijkse stikstofvrachten is hiermee te verklaren. Er is in de tachtiger jaren dus (nog) geen sprake van een significante afname van de stikstofvrachten. De fosfaatvrachten vertonen wel een afnemende trend; de fosfaatvracht van Rijn en Maas in 1990 is 40% van de vracht in 1980 en 57% van de vracht in 1985. De Duitse rivieren (Eems, Weser en Elbe) vertonen,

hoewel iets minder sterk, dezelfde trend (fosfaatvracht in 1990 is 45% van de vracht in 1980 en 63% van de vracht in 1985). Ook voor fosfaat geldt echter dat de genoemde verschillen tussen de jaarvrachten voor een deel worden veroorzaakt door verschillen in jaardebieten. Dit geldt vooral voor de afname van de fosfaatvracht in 1990 (een droog jaar) ten opzichte van 1980, in mindere mate ten opzichte van 1985 (ook een droog jaar).

De figuren 2.4 en 2.5 illustreren in hoeverre de trends en variatie in de riviervrachten doorwerken in de concentraties op zee. Deze figuren geven de winterconcentraties weer van de nutriënten, gemeten voor de Hollandse kust ter hoogte van ter Heyde en Noordwijk.

De concentraties vlak onder de kust (in een strook van 10 km breed, figuur 2.4), en weer vooral de stikstofconcentraties, reageren op de variatie in de waterafvoer van de rivieren: lage winterconcentraties na droge jaren (winter '86, dat wil zeggen december '85 en januari-februari '86, en de winters '90 en volgende) en hoge concentraties na natte jaren ('88). Deze invloed wordt ook geïllustreerd door het zoutgehalte in de kuststrook van 10 km breed: 30-31 promille (g/l) in winters na droge jaren ('86 en '90 e.v.) tegenover 26-28 promille in de overige tachtiger jaren. De afname van de stikstofconcentratie in deze smalle kuststrook wordt dus geheel verklaard door de verschillen tussen droge en natte jaren en de hierdoor veroorzaakte verschillen in stikstofvrachten.

De afname van de fosfaatconcentratie in de 10 km brede kuststrook is sterker en de variatie ten gevolge van droge en natte jaren is minder eenduidig dan voor stikstof het geval is. Voor fosfaat lijkt dus wel sprake te zijn van een lichte trend naar lagere concentraties, zowel anorganisch opgelost (DIP) als totaal-P. De trend is echter, na correctie voor verschillen in zoutgehalte, niet significant. (Duin, 1992). De gemeten DIP concentratie in winter '91 is ongeveer 60% van de concentratie in winter '81 en ongeveer 70% van de concentratie in winter '86. De trend in de riviervrachten (totaal-P) werkt dus, 30% afgezwakt, door in de eerstvolgende winterconcentraties van DIP in de kustzone van 10 km breed. De trend in de totaal-P concentratie lijkt even sterk als die van DIP, hoewel de variatie tussen de jaren veel groter is.

Voor de winterconcentraties van DIN en DIP, gemiddeld over een kuststrook van 70 km breed, zijn berekeningen uitgevoerd om te corrigeren voor verschillen die worden veroorzaakt door verschillen in zoutgehalte (dus rivierafvoer) (Duin, 1992). Aan de hand van de jaarspecifieke correlatie tussen nutriëntenconcentratie en zoutgehalte zijn de concentraties omgerekend naar waarden behorend bij een zoutgehalte van 30 promille. Deze 'verzeilde' concentraties zijn, tezamen met de gemiddelde waarden van de oorspronkelijke metingen, weergegeven in figuur 2.5. Na correctie blijkt dat niet alleen voor de DIN concentratie, maar ook voor de DIP concentratie, de afnemende trend is verdwenen. De recente afname van nutriëntenconcentraties in de kustzone van 70 km breed blijkt dus geheel verklaarbaar uit verschillen tussen natte en droge jaren en de hierdoor veroorzaakte verschillen in nutriëntenvrachten. Gemiddeld over een kuststrook van 70 km breed is het effect van de afname van de fosfaatvracht van Rijn (en Maas) aan het eind van de tachtiger jaren niet waarneembaar.

Figuur 2.6 illustreert met waarnemingen uit het DGW-project EUZOUT (Peeters et al., 1991) de zuurstofproblematiek in het deel van het Nederlands continentaal Plat (NCP) waar 's zomers stratificatie kan optreden: de Oestergronden. De stratificatie, die in dit gebied wordt veroorzaakt door verticale temperatuur gradiënten, vertoont van jaar tot jaar veel variatie onder invloed van verschillen in weersomstandigheden. In 1989, met een warme en zonnige zomer, is de stratificatie sterk, zowel qua intensiteit (ΔT tot 7°C) als qua duur (meer dan 3 maanden). Deze variatie vertaalt zich rechtstreeks in de zuurstofuitputting in de bodemwaterlaag; in 1989 daalde de concentratie op Terschelling-100 tot onder de 5 mg/l , de basiskwaliteitsnorm voor zoete oppervlaktewateren. In de andere jaren, met normale tot sombere zomers, is de stratificatie minder sterk en langdurig en treedt geen zuurstofuitputting op. In 1991, met evenals 1989 een warme en zonnige zomer, zijn op Terschelling-135 nog lagere zuurstofwaarden gemeten: 3.7 mg/l (Wetsteyn, ongepubliceerde gegevens).

3. MODELINSTRUMENTARIUM

3.1. Aanpak van de modellering

Het MANS modelinstrumentarium waarvan het eutrofiëringsdeel voor deze studie is gebruikt is ontwikkeld om vragen van diverse aard en mate van detail te kunnen beantwoorden met betrekking tot de effecten van eutrofiëring in de Noordzee. In sommige gevallen leent een globale aanpak zich beter dan een meer gedetailleerde aanpak en vice versa. Zo heeft een aantal vragen betrekking op de Noordzee als één groot systeem. Productie van vis hangt bijvoorbeeld indirect af van de totale primaire productie van fytoplankton in een groot gedeelte van de Noordzee en van de efficiëntie waarmee de omzettingen van fytoplankton naar vis plaatsvinden.

Er zijn echter andere verschijnselen die niet met een globale aanpak te beschrijven zijn. Voorbeelden hiervan zijn zuurstofloosheid in gebieden waar gelaagdheid optreedt, en het vóórkomen van plaagalgén zoals *Phaeocystis*.

Het MANS eutrofiëringsinstrument beschouwt de volgende verschijnselen:

1. De concentraties van de nutriënten stikstof, fosfor en silicium.
2. De totale fytoplanktonbiomassa (in koolstofeenheden en chlorofyl) en primaire productie.
3. De samenstelling van de fytoplankton gemeenschap. Hierbij worden 4 groepen en/of soorten onderscheiden:
 - a. Diatomeeën
 - b. (Micro)flagellaten anders dan *Phaeocystis*
 - c. Dinoflagellaten
 - d. *Phaeocystis*
4. De zuurstofconcentratie in de bodemwaterlaag in (potentieel) gestratificeerde gebieden.

Het instrument moet inzicht geven in alle bovengenoemde zaken.

Binnen MANS is besloten om in plaats van òf een gedetailleerd model dat zowel het watertransport als de chemische en biologische processen uitgebreid beschrijft òf een model dat de watertransporten uitgebreid beschrijft maar de chemische en biologische processen globaal beschrijft, te kiezen voor een tussenvorm. Deze tussenvorm bestaat uit twee modelsystemen met elk een verschillend 'onderscheidend vermogen'. Ten eerste is er één modelsysteem met simpele kinetiek om de totale biomassa's en nutriëntengehalten te berekenen van de gehele Noordzee, en één model dat verticaal transport en ook de biologische en chemische processen gedetailleerd beschrijft. Dit laatste model beschrijft slechts grof het horizontale watertransport. Met deze opzet kunnen vragen die hierboven geformuleerd zijn worden beantwoord zonder onaanvaardbaar lange rekentijden. Koppeling van de twee modellen is echter niet eenvoudig en de interpretatie van de resultaten evenmin. In de volgende paragraaf worden details over bovengenoemde aanpak gegeven.

3.2. Overzicht van het modelsysteem

In figuur 3.2 is een schematisch overzicht gegeven van het modelsysteem van MANS-eutrofiëring.

Het modelinstrumentarium maakt gebruik van bestaande berekeningen van de hydrodynamica, die zijn uitgevoerd met het WAQUA model. Er zijn 5 berekeningsresultaten van dit model voor verschillende meteorologische scenario's beschikbaar (zie hoofdstuk 4). De oorspronkelijke resultaten voor een grid van 8x8 km zijn omwille van de rekentijden herleid tot een 16x16 km grid. Het beschouwde gebied wordt aan de zuidkant op natuurlijke wijze begrensd door het Kanaal tussen Cornwall en Bretagne. Op min of meer arbitraire gronden is de 57e breedtegraad als de noordelijke grens gekozen. Het totaal aantal elementen bedraagt ca. 1400. Dit gebied is weergegeven in figuur 3.1. In deze figuur zijn ook de MANS deelgebieden weergegeven, met de bijbehorende nummering, die in deze studie zijn gebruikt voor een ruimtelijk geaggregeerde presentatie van de resultaten.

Om een overzicht van de eutrofiëring voor de gehele Noordzee te krijgen wordt het DELWAQ-DYNAMO model gebruikt. DELWAQ is een meer-dimensionaal transportmodel, dat de concentratie verdeling van een stof berekent als functie van het stromingsveld (de WAQUA resultaten), de lozingen en de waterkwaliteitsprocessen (Postma, 1988). Voor het laatste wordt de DYNAMO module gebruikt (Glas et al., 1989). Deze module bevat formuleringen voor drie nutriënten: stikstof, fosfor en silicium. De nadruk ligt hierbij op de organische kringloop zoals die in belangrijke mate wordt gestuurd door de groei en sterfte van fytoplankton en de mineralisatie van detritus. Om ervoor te zorgen, dat de seizoensdynamiek van de processen redelijk met de waarnemingen overeenstemt worden in het model twee fytoplankton groepen onderscheiden: diatomeeën en 'overige' algen. Het onderscheid tussen deze groepen is echter niet bedoeld om verschillen tussen fytoplanktongroepen te verklaren of te simuleren. Hiervoor wordt een ander onderdeel van het MANS instrumentarium gebruikt: DELWAQ-ECOLUMN-BLOOMII.

Dit tweede model bevat meer detail in de beschrijving van de processen, maar is ruimtelijk sterk vereenvoudigd omdat slecht één rekenelement tegelijkertijd beschouwd wordt. De randcondities nodig voor dit model zijn afkomstig uit het DELWAQ-DYNAMO model. Gegevens over temperatuurprofielen en verticale stratificatie worden ontleend aan het model NZSTRAT.

NZSTRAT is een verdere ontwikkeling van het model STRESS voor de afgesloten estuaria in het Delta gebied (Grevelingen en Veerse Meer) (van der Giessen & Janssen, 1990). Het model beschrijft de in grote delen van de (centrale) Noordzee 's zomers optredende stratificatie. Stratificatie ontstaat wanneer de hoeveelheid door wind en getij geproduceerde energie onvoldoende is om de hoeveelheid zonnearmte gelijkmatig over de waterkolom te verdelen. Daardoor ontstaat een niet gelijkmatige dichtheidsverdeling over de waterdiepte, die nog kan worden versterkt door lokaal optredende verschillen in saliniteit. De aldus ontstane waterpakketten met verschillende dichtheden belemmeren het verticale transport van zuurstof, nutriënten en fytoplankton en hebben mede hierdoor een grote invloed op de soorten en de biomassa van fytoplankton en andere organismen. Het model NZSTRAT berekent de verticale temperatuur-, saliniteits- en hieruit volgende dichtheidsverdeling. De temperatuur verdeling volgt uit de opgelegde meteorologische condities en stroomsnelheid. De

saliniteitsverdeling kan op verschillende tijdstippen gedurende het jaar opgelegd worden, waarna deze door de invloed van wind en getij over de waterkolom wordt verdeeld.

De aan ECOLUMN-BLOOMII doorgegeven gegevens zijn:

- de gemiddelde laagdikte van de waterpakketten over de gestratificeerde periode,
 - voor die periode, met een frequentie van eens per 3.5 dagen, de laagdikte verdeling (boven-, midden- en onderlaag) met de bijbehorende gemiddelde temperatuur op dat tijdstip in de drie lagen.
- De gemiddelde laagdikte van de waterpakketten wordt in ECOLUMN-BLOOMII gebruikt als de segmentdikte voor het drie lagensysteem, de temperatuurgegevens worden gebruikt in de temperatuur afhankelijke functies. Uit de verandering van de laagdikte en temperatuur in de tijd wordt de verticale dispersie coëfficiënt bepaald voor het verticaal transport van nutriënten, zuurstof en fytoplankton.

De ECOLUMN module is gebaseerd op het model GREWAQ dat oorspronkelijk is ontwikkeld voor het zoute Grevelingenmeer (Vries et al., 1988a). Het model is, anders dan DYNAMO, onderverdeeld in drie lagen voor de waterfase en is daarmee geschikt voor toepassing op gestratificeerde lokaties. De bodem wordt als een apart segment gemodelleerd.

Het model bevat gedetailleerde formulerings voor vele chemische en biologische processen. Bovendien kunnen een aantal 'forcing functions' worden gespecificeerd, bijvoorbeeld voor graas door zoöplankton. Net als in DYNAMO worden drie nutriënten: stikstof, fosfor en silicium beschouwd. In ECOLUMN-BLOOMII worden echter realistischere formulerings gebruikt voor de beschrijving van een aantal processen. Bovendien worden een aantal additionele processen expliciet beschouwd.

De oorspronkelijke fytoplankton module van ECOLUMN was vergelijkbaar met die van DYNAMO en daarmee ongeschikt voor het genereren van realistische voorspellingen over belangrijke groepen van fytoplankton. Hierom is de al bestaande BLOOMII fytoplanktonmodule gekoppeld aan DELWAQ-ECOLUMN. BLOOMII is ontwikkeld en gekalibreerd voor zoetwatersystemen (Los, 1991). Het model is toegepast op meer dan 30 verschillende meren en een groot aantal regionale watersystemen. Alhoewel de processen in algemene termen zijn geformuleerd is het model in het kader van MANS voor het eerst op zoutwatersystemen toegepast.

Samenvattend: het MANS eutrofiërings model systeem bestaat uit een globaal deel (GENO; DELWAQ-DYNAMO) om nutriënten verspreiding en verdeling over de verschillende pools, als ook om de totale fytoplanktonbiomassa en -productie van de gehele Noordzee te berekenen. Om in te zoomen op additionele effectvariabelen en processen op bepaalde lokaties in de Noordzee, die niet afdoende met dit model te beschrijven zijn, wordt een systeem van meer complexe modellen gebruikt (NZSTRAT; DELWAQ-ECOLUMN-BLOOMII). Een uitgebreidere beschouwing is te vinden in de MANS rapportage (Los, 1993).

3.3. Kalibrering van het modelinstrument

Het modelinstrument voor eutrofiërings is in het kader van het MANS project uitvoerig gekalibreerd. Om een indruk te geven van het modelgedrag worden hier enkele voorbeelden gepresenteerd, die ontleend zijn aan de MANS resultaten.

Het gedrag van DYNAMO wordt in figuur 3.3 geïllustreerd aan de hand van een vergelijking tussen waarnemingen en berekeningen voor vier effectvariabelen: NO_3 , PO_4 , SiO_2 en chlorofyl op de lokatie Noordwijk-20. Bij de berekeningen zijn de lozingen en meteorologische condities van 1985 gebruikt. Omdat er weinig systematische maar wel toevallige verschillen bestaan tussen de waarnemingen van diverse jaren na 1980 worden alle beschikbare metingen in dezelfde figuur getoond (figuur 3.3). Uit de resultaten blijkt dat DYNAMO het gedrag van de opgeloste nutriënten goed beschrijft. De fytoplankton biomassa uitgedrukt als mg chlorofyl per m^3 wordt gemiddeld redelijk conform de waarnemingen berekend, maar de gemeten variabiliteit is aanzienlijk groter dan de berekende.

De kalibrering van NZSTRAT is in twee fasen uitgevoerd:

- eerst is gekalibreerd op gemeten temperatuur waarden en laagdikten voor een aantal lokaties en jaren waarvoor gegevens beschikbaar waren;
- vervolgens is het model verder afgeregeld aan de hand van resultaten van ECOLUMN-BLOOMII en de gemeten waarden voor zuurstof en nutriënten concentraties.

De meteorologische gegevens die voor de kalibrering van NZSTRAT zijn gebruikt komen van de landstations De Kooy (Texel) en Vlissingen. In figuur 3.4 is voor twee lokaties op de Terschelling raai voor verschillende dagen in verschillende jaren de berekende thermocline vergeleken met de waargenomen verticale temperatuurverdeling.

Met ECOLUMN-BLOOMII worden ten opzichte van DYNAMO een aantal extra grootheden gemodelleerd, waarvan de verschillende fytoplanktongroepen en zuurstof de belangrijkste zijn.

Figuur 3.5 toont het concentratieverloop van zuurstof in de tijd op verschillende waterdieptes zoals berekend met ECOLUMN-BLOOMII en zoals gemeten voor de lokatie Terschelling 100. In de jaren 1987 en 1988 is er een vrij korte periode van stratificatie gedurende de zomer. Het gevolg is dat de berekende en gemeten zuurstofgehalten in onder- en bovenlaag alleen dan tijdelijk iets verschillen. In het laatste jaar, 1989, houdt de stratificatie veel langer aan, waardoor een duidelijk verschil ontstaat tussen de bovenste waterlagen en de onderlaag in zowel metingen als berekeningen. Het model blijkt de metingen in alle jaren in zowel de boven- als in de onderlaag goed te reproduceren.

De berekende soortensamenstelling van fytoplankton kan niet eenvoudig aan waarnemingen worden getoetst, omdat

- er weinig kwantitatieve gegevens zijn betreffende de soortensamenstelling in de Noordzee,
- de beschikbare gegevens vrijwel allemaal zijn uitgedrukt in aantallen cellen per volume eenheid water, waardoor de relatie met de biomassa alleen kan worden gelegd na een onzekere conversie tussen celvolume en biomassa in gewichtseenheden.

De modelresultaten kunnen daarom slechts globaal aan de empirie getoetst worden. Als voorbeeld staat in figuur 3.6 de berekende soortensamenstelling op de lokatie Noordwijk 70 als functie van de tijd weergegeven. Het gesimuleerde patroon komt in grote lijnen overeen met wat bekend is over de werkelijke omstandigheden.

Gezien het feit dat de modellen de effectvariabelen gemiddeld over het jaar redelijk conform de werkelijkheid simuleren, maar dat nog onvoldoende is geanalyseerd of de variabiliteit van de seizoensdynamiek tussen verschillende jaren ook kan worden gesimuleerd, is voor deze studie gekozen voor het uitsluitend hanteren van jaargemiddelde waarden van effectvariabelen, met uitzondering van zuurstof.

4. AANPAK RISICO - ANALYSE

4.1. Kansfactoren en beheersmaatregelen

Vele factoren beïnvloeden eutrofiëringsverschijnselen op zee en slechts een deel van deze factoren is door de mens te beïnvloeden. Weersfactoren en door het weer beïnvloede kenmerken zoals het stromingspatroon op zee zijn de belangrijkste niet stuurbare factoren. Deze worden in dit rapport kansfactoren genoemd. De door de rivieren, door directe lozingen en via de atmosfeer aangevoerde nutriënten zijn de belangrijkste stuurbare factoren, omdat het antropogene deel van deze vrachten door beheersmaatregelen kan worden gereduceerd. In deze risico-analyse zijn kansfactoren en beheersmaatregelen in een aantal combinaties onderling gevarieerd en zijn voor deze combinaties simulaties uitgevoerd met de modellen. Uit de onderlinge vergelijking van de simulatie resultaten kan een indruk worden verkregen van:

1. het milieurendement van maatregelen in verhouding tot de natuurlijke variatie: hoe groot is de variatie van eutrofiëringsverschijnselen onder invloed van kansfactoren en hoe groot zijn de effecten van beheersmaatregelen op deze verschijnselen;
2. het risico op eutrofiëringsverschijnselen, afhankelijk van de natuurlijke variatie: onder welke weersomstandigheden is de kans op het optreden van deze verschijnselen het grootst en in hoeverre neemt deze kans af door beheersmaatregelen, gegeven de kans op het optreden van deze weersomstandigheden.

In dit rapport wordt de volgende pragmatische definitie van milieurendement gehanteerd:

Milieurendement is een maat voor het effect van beheersmaatregelen op eutrofiëringsverschijnselen, met inachtneming van de natuurlijke variatie van deze verschijnselen

4.1.1. Kansfactoren

De volgende meteorologische en aan de meteorologie gerelateerde kansfactoren zijn in deze risico-analyse betrokken:

- stromingspatroon onder invloed van windsterkte en -richting varieert het stromingspatroon op de Noordzee en daarmee het transport en de resulterende verblijftijden van water en concentraties van nutriënten;
- licht-instraling beïnvloedt de fotosynthese en daarmee de fytoplankton biomassa - chlorofyl - en de primaire produktie;
- stratificatie onder invloed van warmte-instraling en windsterkte (weinig wind) kan in het noordelijk deel van de Noordzee gelaagdheid ontstaan in de waterkolom waarbij in de bodemlaag zuurstofuitputting kan optreden.

Voor de variatie in stromingspatroon is gebruik gemaakt van met WAQUA berekende reststroomvelden bij verschillende windsterktes en -richtingen, namelijk windstilte; ZW-wind, 4.5 m/s; NW-wind, 4.5 m/s en NO-wind, 4.5 m/s. Tabel 4.1 vergelijkt de water-verblijftijden van de MANS deelgebieden en de Noordzee als geheel voor de verschillende reststroomvelden. Bij noordelijke winden is de verblijftijd van sommige deelgebieden meer dan drie maal zo groot en die van de gehele Noordzee ongeveer 50% groter dan bij normale ZW-wind. Nutriënten concentraties zullen bij noordelijke winden hoger zijn, omdat het rivierwater met haar nutriënten vracht minder snel door de Noordzee wordt getransporteerd en dus ophoopt. Bij NO-wind wordt het rivierwater van de Nederlandse en Duitse rivieren bovendien van de kust afgedrukt, waardoor ook buiten de kustzone, bijvoorbeeld op de Oestergronden, hogere nutriëntenconcentraties kunnen worden verwacht. Noordelijke winden kunnen dus als ongunstige situaties voor het transport van nutriënten worden opgevat ten opzichte van de gunstige situatie bij normale ZW-wind. Op grond van deze overwegingen zijn de volgende 'jaren' van stromingspatronen gekozen:

SP1 gehele jaar hetzelfde reststroomveld, behorend bij ZW-4.5;
 SP2 gehele jaar hetzelfde reststroomveld, behorend bij NW-4.5;
 SP3 een opeenvolging van 3 reststroomvelden, behorend bij NO-4.5 (eerste half jaar), windstilte (3^e kwartaal) en ZW-4.5 (4^e kwartaal).

Tabel 4.1. Water verblijftijden in MANS deelgebieden en de gehele zuidelijke Noordzee (in dagen) bij verschillende stromingspatronen (reststroomvelden) behorend bij verschillende windrichtingen, berekend met WAQUA

deelgebied	geen wind	ZW-wind 4.5 m/s	NW-wind 4.5 m/s	NO-wind 4.5 m/s	ZO-wind 4.5 m/s
1	58	47	51	63	63
2	110	79	154	158	90
3	243	150	172	222	211
4	69	26	43	47	47
5	24	19	25	27	21
6	26	17	34	46	22
7	52	25	41	28	25
8	8	5	14	19	6
9	20	12	30	42	16
10	81	45	79	132	75
11	19	12	20	41	20
12	33	17	42	57	26
13	19	11	19	76	21
14	52	21	42	62	58
15	115	46	91	154	102
16	114	42	98	104	73
Noordzee	1052	466	715	797	760

Voor de variatie in instraling is gebruik gemaakt van gemeten waarden bij De Kooy (Texel) in de jaren 1987, 1988 en 1989. In figuur 4.1 wordt het verloop van de instraling in deze drie jaren gegeven. In de weerstatistieken (KNMI, 1987; 1988; 1989) is 1987 een tamelijk normaal, ietwat somber jaar; 1988 was een extreem somber jaar (met een kans van voorkomen van minder dan 5% op basis van instraling, de duur van de zonneschijn in dit jaar was de laagste van deze eeuw); 1989 was een tamelijk extreem zonnig en warm jaar (met een kans van voorkomen van minder dan 10%).

Met de meteorologische gegevens (instraling, luchttemperatuur en wind) van station De Kooy voor de jaren 1981 - 1991 zijn voor een aantal potentieel gestratificeerde lokaties op de Oestergronden en in de noordelijke Noordzee simulaties uitgevoerd met het stratificatie model NZSTRAT. Voor deze lokaties op de Terschelling raai (zie figuur 3.1, T100 - T370) zijn voor de jaren 1987-1990 ook gegevens beschikbaar over de verticale temperatuurverdeling in de waterkolom uit het DGW-project EUZOUT (Peeters et al., 1991). Uit de vergelijking met metingen (zie ook figuur 3.4) en uit de onderlinge vergelijking van de simulaties voor de reeks van jaren zijn de jaren bepaald met de meest gunstige en met de meest ongunstige situaties voor het ontstaan van stratificatie en dus zuurstofuitputting in de bodemwaterlaag. De volgende factoren spelen daarbij een rol:

- de duur van de stratificatie is het meest bepalend voor het al of niet opraken van de zuurstofvoorraad in de bodemwaterlaag;
- de laagdikte van de bodemwaterlaag tijdens stratificatie bepaalt de initiële grootte van de zuurstofvoorraad; hoe kleiner de laagdikte, desto kleiner de voorraad die vervolgens snel kan zijn uitgeput;
- de watertemperaturen van boven- en bodemwaterlaag en het temperatuurverschil tussen de lagen. Het temperatuurverschil bepaalt de mate van aanvulling van de zuurstofvoorraad in de bodemwaterlaag vanuit de bovenlaag. Daarnaast heeft de temperatuur zelf een (gering) effect op de oplosbaarheid van zuurstof, dus op de grootte van de voorraad, en op de intensiteit van de algengroei, dus op de opbouw van de zuurstofvraag. Een groot temperatuurverschil (weinig aanvulling) en hoge temperaturen (lage oplosbaarheid en intensieve algengroei) zijn ongunstig.

Afgaande op deze fysische factoren en hun relatie met de meteorologie zoals gesimuleerd met NZSTRAT blijken in 1989 de meest ongunstige omstandigheden op te treden (grootste kans op zuurstofuitputting) en blijkt 1988 het jaar met de gunstigste omstandigheden te zijn.

Voor de variatie in de kansfactor stratificatie is daarom, evenals voor de instraling, gebruik gemaakt van gemeten waarden bij De Kooy (Texel) in de jaren 1987, 1988 en 1989. In figuur 4.2 zijn zowel de gemeten als de met NZSTRAT berekende temperaturen in boven- en bodemlaag voor deze drie jaren weergegeven.

Met de variatie in de drie kansfactoren zijn voor deze risico-analyse de volgende vier scenario's¹⁾ samengesteld, waarbij zoveel mogelijk is gestreefd naar interne consistentie en naar het volledig bestrijken van de ranges van variatie:

1. meteorologie van 1987, stromingspatroon SP1 (ZW-4.5)
2. meteorologie van 1988, stromingspatroon SP2 (NW-4.5)
3. meteorologie van 1989, stromingspatroon SP1 (ZW-4.5)
4. meteorologie van 1989, stromingspatroon SP3 (NO-4.5, windstil, ZW-4.5)

1) In deze studie is de term 'scenario' gehanteerd voor de niet stuurbare factoren, en de term 'maatregel' voor de stuurbare factoren.

Voor een daadwerkelijke risico-inschatting moet voor de vier samengestelde kansfactoren de kans worden geschat dat een dergelijk scenario optreedt. Met de beperkte set van vier-scenario's, die enerzijds is gebaseerd op drie reële jaren voor de meteorologische factoren en anderzijds op drie theoretische stromingspatronen, is uiteraard geen statistisch onderbouwde schatting van deze kansen mogelijk. De meest eenvoudige aanname dat de kansen van optreden van de scenario's gelijk zijn is onjuist, omdat bijvoorbeeld het optreden van stromingspatronen behorend bij noordelijke winden veel onwaarschijnlijker is dan een stromingspatroon voor ZW-wind. De volgende pragmatische inschatting van de kansen van optreden van de vier scenario's kan worden gegeven:

- | | | |
|----|------------------------|-----|
| 1. | 1987, ZW- wind: | 60% |
| 2. | 1988, NW-wind: | 5% |
| 3. | 1989, ZW- wind: | 20% |
| 4. | 1989, NO/geen/ZW-wind: | 15% |

4.1.2. Beheersmaatregelen

Voor de simulatie van het effect van beheersmaatregelen zijn een aantal combinaties van reductie-percentages van de antropogene fracties in de aanvoer van nutriënten (zie hoofdstuk 2) gekozen. De reductie-percentages zijn toegepast op alle riviervrachten, dus niet alleen de Nederlandse rivieren. Echter, in afwijking van de definitie van antropogene fracties in hoofdstuk 2 is de stikstof-aanvoer via atmosferische depositie niet mee gereduceerd. De consequentie is dat de bij de diverse beheersmaatregelen resterende nutriënten aanvoer in de kustzone met enkele procenten wordt overschat en in de overige zones maximaal 10% wordt overschat. De gekozen maatregelen zijn:

1. De huidige aanvoer. Hiervoor is 1987 gekozen in plaats van 1985 omdat 1985 een (vergeleken met de voorgaande periode) afwijkend droog jaar is geweest met lage rivierafvoeren; 1987 is een jaar met normale tot hoge rivierafvoer.
2. 50% reductie van de antropogene aanvoer van P en N (de doelstelling van het NAP, het Noordzee Actie Plan).
3. 75% reductie van de antropogene aanvoer van P en 25% reductie van de antropogene aanvoer van N (een verwachte toekomstige situatie wanneer de huidige trends zich voortzetten).
4. 100% reductie, dus geen antropogene aanvoer van N en P en een grotere natuurlijke aanvoer van Si.

Uit figuur 2.2 en figuur 5.1 is af te leiden in welke mate de totale nutriëntenbelasting gereduceerd wordt ten gevolge van de verschillende reductiemaatregelen van het antropogene aandeel van de vracht.

De risico-analyse is uitgevoerd met 16 modelsimulaties, dat wil zeggen alle mogelijke combinaties van de gekozen variaties ten aanzien van kansfactoren (de meteorologische scenario's) en reductie-percentages van de nutriënten aanvoer.

4.2. Effectvariabelen en lokaties

De modelsimulaties zijn geanalyseerd en beoordeeld op grond van een beperkt aantal effectvariabelen die betrekking hebben op de primaire effecten waarvan is aangetoond dat ze oorzakelijk zijn gerelateerd aan de aanvoer van nutriënten naar zee (zie de hoofdstukken 1 en 2).

Bovendien zijn, terwille van de overzichtelijkheid, de resultaten voor deze effectvariabelen eerst gemiddeld naar tijd en ruimte voordat de uitkomsten voor de verschillende scenario's onderling zijn vergeleken. Een indruk van het oorspronkelijk niveau van detail van de simulatie

resultaten wordt gegeven in hoofdstuk 3.

Bij de middeling over de ruimte is gebruik gemaakt van de opdeling van de Noordzee in MANS-deelgebieden (zie figuur 3.1). Een aantal deelgebieden is gekozen waarmee de ruimtelijke variatie van eutrofiëringsverschijnselen op de Noordzee goed kan worden weergegeven. Voor deze deelgebieden zijn de resultaten van DYNAMO ruimtelijk gemiddeld en binnen (bijna) elk van de deelgebieden zijn voor één of enkele specifieke lokaties de resultaten van ECOLUMN-BLOOM beschikbaar.

De volgende effectvariabelen zijn gehanteerd (de motivatie voor het hanteren van jaargemiddelde waarden wordt gegeven in hoofdstuk 3):

- van de uitvoer van DYNAMO, dus gemiddeld per deelgebied:
 1. de jaargemiddelde concentraties van totaal-stikstof en totaal-fosfaat,
 2. de jaargemiddelde concentratie van chlorofyl,
 3. de jaargeïntegreerde primaire produktie;
- van de uitvoer van ECOLUMN-BLOOM, dus voor specifieke lokaties:
 4. indicaties van de soortensamenstelling van fytoplankton, met name de mate van voorkomen van de plaagalg *Phaeocystis*,
 5. de mate van zuurstofuitputting in de bodemlaag tijdens stratificatie (alleen op lokaties in deelgebieden die door verticale temperatuur gradiënten gestratificeerd kunnen raken).

De volgende MANS-deelgebieden en bijbehorende specifieke lokaties zijn geselecteerd:

1. deelgebieden in de kustzone met een groot antropogeen aandeel in de aanvoer van nutriënten door de uitstroom van Rijn/Maas en Eems/Elbe/Weser:
 - deelgebied 12, lokaties Noordwijk-20 en Callantsoog-20,
 - deelgebied 13, lokatie Terschelling-20,
 - deelgebied 16;
2. deelgebieden in het midden van het zuidelijk deel van de Noordzee met een middelmatig antropogeen aandeel in de aanvoer van nutriënten; het centrale deel van de Zuidelijke Bocht en het Friese Front:
 - deelgebied 6, lokaties Noordwijk-70 en Callantsoog-70,
 - deelgebied 11;
3. deelgebieden vlak ten noorden van de Zuidelijke Bocht met een gering antropogeen aandeel in de aanvoer van nutriënten; de Oestergronden en de Doggersbank:
 - deelgebied 10, lokatie Terschelling-100,
 - deelgebied 7, lokatie Terschelling-235.

4.3. Kwantificering milieurendement en risico-analyse

In hoofdstuk 5 worden milieurendement van maatregelen en natuurlijke variatie voor elk van de effectvariabelen onderling vergeleken en gekwantificeerd voor verschillende deelgebieden. Voor deze kwantificering in percentages wordt een 'huidige', een 'nominale' en een 'referentie' situatie gehanteerd:

huidige situatie	belasting (aanvoer van nutriënten) op het niveau van 1987, voor de overige niet stuurbare factoren de range van de natuurlijke variatie, dus de combinatie van meteorologische factoren en stromingspatronen in de vier scenario's;
-------------------------	---

nominale situatie	belasting en meteorologie 1987, stromingspatroon behorend bij ZW-wind, 4.5 m/s;
referentie situatie	alleen natuurlijke aanvoer van nutriënten, meteorologie van 1987, stromingspatroon behorend bij ZW-wind, 4.5 m/s.

In hoofdstuk 5 wordt een reeks van tabellen (tabel 5.2.a., tabel 5.3.a. en tabel 5.4.a.) gepresenteerd waarin uitsluitend de verandering van de effectvariabelen ten gevolge van maatregelen bij het meest optredende weerscenario (1987, ZW-wind) wordt gerelateerd aan de natuurlijke variatie bij de huidige belasting. Hiermee wordt de natuurlijke variatie bij gereduceerde aanvoer van nutriënten niet in de beschouwing betrokken. Er is dan, in methodische termen, geen sprake van een echte risico-analyse.

Daartoe is in hoofdstuk 5 een tweede reeks van tabellen (tabel 5.2.b., tabel 5.3.b. en tabel 5.4.b.) opgenomen, waarbij wel gebruik is gemaakt van de kans op het optreden van combinaties van kansfactoren (weerscenario's) zoals ingeschat in paragraaf 4.1.1. In deze tweede reeks tabellen wordt, in percentages, het maximaal te verwachten milieurendement ten opzichte van de huidige situatie gepresenteerd, gegeven de variatie ten gevolge van meteorologie en stromingspatronen, en uiteraard gegeven de aannames die daarbij zijn gemaakt.

De gepresenteerde percentages zeggen niets over de waarneembaarheid van het rendement. Het zou, onder andere afhankelijk van de monitoring inspanning en de actuele weersomstandigheden, meetseries van vele jaren kunnen vergen om het rendement van maatregelen daadwerkelijk met waarnemingen aan te tonen.

De voor de tweede reeks tabellen toegepaste methodiek wordt hieronder beschreven.

Bij het uitvoeren van een risico-analyse met deterministische modellen moet rekening worden gehouden met verschillende soorten risico's of beter onzekerheden:

1. de juistheid van het modelconcept: de wiskundige beschrijving van de processen;
2. de kalibrering van de parameters van het model;
3. de onzekerheid in de invoergegevens voor de stuurbare factoren: de antropogene aanvoer van nutriënten in de huidige situatie;
4. de onzekerheid in de invoergegevens voor de niet-stuurbare factoren: weersfactoren, stromingspatroon en dergelijke.

De eerstgenoemde bron van onzekerheid kan over het algemeen moeilijk worden gekwantificeerd. In de praktijk is dit dat deel van het gedrag van het beschouwde systeem dat niet door het model wordt verklaard. De tweede bron van onzekerheid betreft de vraag of met de kalibrering van het model de optimale waarden voor de parameters zijn gevonden. De laatste twee bronnen van onzekerheid betreffen de invoergegevens, zoals de schatting van de huidige aanvoer van nutriënten.

De risico-analyse in deze studie is beperkt tot de onzekerheid in het optreden van bepaalde combinaties van gemiddelde stromingspatronen en weersomstandigheden (punt 4). Aan deze combinaties (de weerscenario's) zijn kansen van optreden toegekend (zie paragraaf 4.1.1). Dezelfde kansen kunnen ook worden toegekend aan de berekende waarden van de effectvariabelen voor elk van deze scenario's. Voor elke effectvariabele ontstaat zo, per gebied of lokatie, een discrete kansdichtheidsfunctie. Deze kansdichtheden kunnen vervolgens onderling worden vergeleken. In deze studie worden de

kansdichtheidsfuncties voor de verschillende reductie maatregelen (50% N en P; 75% P, 25% N; 100% N en P) vergeleken met die voor de huidige aanvoer van nutriënten.

Met deze vergelijking wordt de kans bepaald dat de waarde van een random trekking uit de kansdichtheidsfunctie van de maatregel groter of kleiner is dan de waarde van een random trekking uit de kansdichtheidsverdeling van de huidige situatie. In tabel 4.2 is de vergelijking uitgewerkt voor een voorbeeld met vier scenario's met elk een kans van optreden van 25%. Alle mogelijke combinaties van de waarden van de effectvariabele in de huidige situatie (Y_0) met de waarden van de effectvariabele bij de maatregel (Y_m) worden vergeleken. Y_0 en Y_m worden onafhankelijk verondersteld.

Tabel 4.2. Voorbeeld van een vergelijking van twee kansdichtheidsverdelingen

scenario	Y_0	kans	Y_m	Y_0	$Y_m < Y_0$	kans
1	1.00	0.25	0.95	1.00	+	0.0625
2	1.10	0.25	0.95	1.10	+	0.0625
3	1.20	0.25	0.95	1.20	+	0.0625
4	1.30	0.25	0.95	1.30	+	0.0625
			1.05	1.00	-	0.0
			1.05	1.10	+	0.0625
			1.05	1.20	+	0.0625
			1.05	1.30	+	0.0625
scenario	Y_m	kans				
1	0.95	0.25	1.15	1.00	-	0.0
2	1.05	0.25	1.15	1.10	-	0.0
3	1.15	0.25	1.15	1.20	+	0.0625
4	1.25	0.25	1.15	1.30	+	0.0625
			1.25	1.00	-	0.0
			1.25	1.10	-	0.0
			1.25	1.20	-	0.0
			1.25	1.30	-	0.0
					+	0.0625
					som	0.625

In het voorbeeld weergegeven in tabel 4.2 is de kans dat de effectvariabele onder invloed van de maatregel (Y_m) kleiner is dan in de huidige situatie (Y_o) gelijk aan 0.625. Bij toevallige verschillen tussen de twee kansdichtheidsfuncties zou de kans gelijk zijn aan 0.5. De conclusie in dit voorbeeld is dus dat het kleiner zijn van de waarden onder invloed van de maatregel (Y_m) ten opzichte van de huidige waarden (Y_o) niet door toeval kan worden verklaard.

De grootte van het verschil tussen de twee verdelingen is hiermee echter nog niet aangegeven. Twee maatregelen zouden dezelfde kans op afwijking van de huidige situatie kunnen geven bij grote getalsmatige verschillen tussen de uitkomsten voor de twee maatregelen. Voor een kwantificering van dit verschil, oftewel een risico-analytische schatting van het milieurendement, is de volgende bewerking uitgevoerd:

- bepaling van het gemiddelde van de kansdichtheidsfunctie voor de huidige situatie; in het voorbeeld: $Y_{o-gem} = 1.15$;
- de afzonderlijke waarden van de effectvariabele voor de huidige situatie worden verminderd met een percentage van dit gemiddelde, in stappen van 10%: $Y_o' = Y_o - 0.1 * Y_{o-gem}$;
- de vergelijking weergegeven in tabel 4.2 wordt herhaald met deze nieuwe waarden.

In tabel 4.3 wordt deze bewerking geïllustreerd voor een correctiestap van 10%.

Tabel 4.3. Voorbeeld van een vergelijking van twee kansdichtheidsverdelingen; correctie huidige situatie met 10% van het gemiddelde

scenario	Y_o'	kans	Y_m	Y_o'	$Y_m < Y_o'$	kans
1	0.085	0.25	0.95	0.885	-	0.0
2	0.985	0.25	0.95	0.985	+	0.0625
3	1.085	0.25	0.95	1.085	+	0.0625
4	1.185	0.25	0.95	1.185	+	0.0625
			1.05	0.885	-	0.0
			1.05	0.985	-	0.0
			1.05	1.085	+	0.0625
scenario	Y_m	kans	1.05	1.185	+	0.0625
1	0.95	0.25	1.15	0.885	-	0.0
2	1.05	0.25	1.15	0.985	-	0.0
3	1.15	0.25	1.15	1.085	+	0.0
4	1.25	0.25	1.15	1.185	+	0.0625
			1.25	0.885	-	0.0
			1.25	0.985	-	0.0
			1.25	1.085	-	0.0
			1.25	1.185	-	0.0
				som		0.375

In tabel 4.3 is de kans op $Y_m < Y_o'$ kleiner dan 0.5 en kan dus wel door het toeval worden verklaard. De conclusie voor het voorbeeld is dat het milieurendement van de maatregel dat niet door toeval kan worden verklaard tussen 0% en 10% ten opzichte van de huidige situatie ligt.

In de tweede reeks tabellen in hoofdstuk 5 is het uit deze analyse volgende maximale milieurendement gekwantificeerd door de bovengrens weer te geven van de klasse waarvoor geldt dat $Y_m < Y_o'$ kleiner wordt of gelijk is aan 0.5.

4.4. Beoordeling van effectvariabelen en milieurendement

Voor de effectvariabelen van eutrofiëring in het mariene milieu zijn in het Nederlandse milieu- en natuurbeleid geen milieukwaliteitsdoelstellingen in de zin van kwantitatieve grens- en/of streefwaarden geformuleerd. Deze situatie wijkt af van die voor de zoete binnenwateren, waarvoor wel kwaliteitsnormen voor de concentraties van nutriënten, chlorofyl en zuurstof gelden (zie onder andere Boers et al., 1993).

In de regeringsbeslissingen van de verschillende beleidsnota's voor de Noordzee zijn wel verschillende meer algemene normdoelstellingen (Gezondheidsraad, 1984) geformuleerd:

Natuurbeleidsplan (1990):

Duurzame instandhouding, herstel en ontwikkeling van natuurlijke waarden van de Noordzee. Daartoe worden natuurdoeltypen en doelsoorten geformuleerd respectievelijk gekozen en wordt de instelling van enkele beschermde gebieden overwogen. Voor tussen-variabelen, zoals fysische en chemische randvoorwaarden, moeten milieukwaliteitsdoelstellingen worden opgesteld.

Derde Nota Waterhuishouding (1990):

In de Derde Nota Waterhuishouding (NW3) wordt gesteld dat ecologische duurzaamheid slechts gegarandeerd kan worden bij een herstel van de referentiesituatie van de Noordzee. Hiertoe wordt als doel geformuleerd dat een niveau bereikt moeten worden van minimaal 75% en maximaal 200% van de referentiesituatie, zoals deze voor diverse doelvariabelen, waaronder totaal-algen en *Phaeocystis*, beschreven is in de AMOEBE. Bij deze waarde kan er sprake zijn van een duurzame diversiteit, produktie en zelfregulering van het systeem in combinatie met een duurzaam gebruik ervan.

Als aanvulling hierop is een halvering van het algenoverschot (chlorofyl) als waterkwaliteitsdoelstelling geformuleerd. In NW3 wordt vastgesteld dat de toename in nutriënten heeft geleid tot een verdubbeling van de algenbiomassa en de produktie ten opzichte van het natuurlijk niveau (het jaar 1930). Deze toename wordt gedefinieerd als het algenoverschot. Tevens wordt als waterkwaliteitsdoelstelling gesteld dat het risico op het optreden van langdurige lage zuurstofwaarden in het water en bij de waterbodem verminderd moet worden.

Watersysteemplan Noordzee (1991):

In het Watersysteemplan Noordzee wordt als integrale watersysteem doelstelling geformuleerd dat in het jaar 2010 de doelvariabelen van de AMOEBE (waaronder totaal-algen en *Phaeocystis*) zich in een bandbreedte van 75 tot 200% van de referentiesituatie moeten bevinden. Tevens geldt voor gebieden met een hoge ecologische waarde het hoogste beschermingsniveau, overeenkomend met de referentie situatie (het jaar 1930).

In het licht van deze in de regeringsbeslissingen van de huidige beleidsnota's gestelde algemene normdoelstellingen en rekening houdend met de beperkingen van de hier gerapporteerde analyse (zie paragraaf 4.5), worden bij de formulering van de conclusies van deze studie de volgende milieukwaliteitsdoelstellingen gehanteerd:

1. chlorofyl: reductie van de jaargemiddelde concentratie in de kustzone tot 50% van het verschil tussen de huidige en de referentie situatie; deze 'halvering van het overschot' komt volgens NW3 en volgens de hier gepresenteerde model resultaten ongeveer overeen met 25% reductie van de totale concentratie in de huidige situatie;

2. *Phaeocystis*: een afwijking van de jaargemiddelde concentratie van niet meer dan een factor 2 (dus maximaal 200%) ten opzichte van de referentie situatie;
3. zuurstof in de bodemwaterlaag van gestratificeerde gebieden op het Nederlands Continentaal Plat (NCP): een verwaarloosbare kans op onderschrijding van de grenswaarde van 5 mg/l (zoetwaternorm).

4.5. Beperkingen

De voor deze risico analyse gevolgde aanpak kent de volgende beperkingen met betrekking tot de eutrofiërings problematiek in de Nederlandse zoute wateren:

1. Alleen de directe effecten van de toegenomen aanvoer van nutriënten zijn beschouwd, niet de afgeleide effecten. Voor de geselecteerde effectvariabelen worden alleen jaargemiddelde waarden gehanteerd, met uitzondering van zuurstof. Een consequentie van deze beperking is dat vooral effecten die negatief worden beoordeeld wel zijn beschouwd (chlorofyl toename, zuurstof uitputting, plaagalgen) en positief te beoordelen mogelijke effecten niet (hogere visproductie door toename primaire productie).
2. De analyse is beperkt tot de Noordzee. In de andere Nederlandse zoute wateren, Waddenzee, Eems-Dollard estuarium en de Delta wateren, is de situatie ten aanzien van aspecten van de eutrofiërings effectenketen wezenlijk anders. Dit geldt bijvoorbeeld voor de verhouding tussen milieurendement van maatregelen en natuurlijke variatie, en voor de vraag welk nutriënt primair sturend is: fosfaat of stikstof (ammonium, nitraat). Resultaten van deze studie kunnen daarom niet zonder meer van toepassing worden verklaard voor de andere Nederlandse zoute wateren.
3. De analyse is met name gericht op het Nederlands Continentaal Plat van de Noordzee (het NCP). Hoewel de schematisatie van de modellen het gehele zuidelijke deel van de Noordzee omvat, beperken de voor deze studie beschikbare gegevens voor kalibrering zich hoofdzakelijk tot het NCP. Deze beperking betreft de zuurstof problematiek in de gestratificeerde delen van de Noordzee. In de Duitse Bocht (figuur 3.1, deelgebied 15) wordt de stratificatie veroorzaakt door verticale verschillen in zoutgehalte ten gevolge van de Elbe afvoer. Deze zoutstratificatie wordt niet op een prognostische manier door NZSTRAT beschreven; ook waren voor deze studie geen samenhangende gegevens voor de Duitse Bocht beschikbaar. De door verticale temperatuurverschillen veroorzaakte stratificatie op de Oestergronden (figuur 3.1, deelgebied 10) is in deze studie wel beschouwd. In dit gebied zijn in recente jaren (1989, 1991) ook sterk verlaagde zuurstof concentraties in de bodemwaterlaag waargenomen.
4. De invloed van niet-stuurbare factoren is beperkt geanalyseerd. Voor de variatie in meteorologische factoren (instraling, wind) is gebruik gemaakt van meetgegevens van drie jaren (1987-1989). Voor de variatie in stromingspatroon is gebruik gemaakt van vier theoretische, met WAQUA berekende, reststroomvelden behorend bij verschillende windsterktes en -richtingen.

5. RESULTATEN EN DISCUSSIE

5.1. Ruimtelijke verdeling van de antropogene invloed

De ruimtelijke verdeling van het milieurendement van maatregelen wordt hoofdzakelijk bepaald door de ruimtelijke verdeling van de antropogene fractie van de totaal concentraties van stikstof en fosfaat. Dit antropogene aandeel in de totaal concentraties en de ruimtelijke verdeling ervan is gekwantificeerd door de modelsimulatie (DYNAMO) voor de huidige situatie (1987) te vergelijken met de resultaten van de 100% reductie run, dus zonder antropogene aanvoer van nutriënten. Figuur 5.1 vergelijkt de twee simulaties voor de jaargemiddelde concentraties van totaal-N en totaal-P, gemiddeld voor de verschillende deelgebieden, voor een stromingspatroon behorend bij ZW-wind. De deelgebieden zijn ongeveer gerangschikt naar afnemende antropogene invloed.

Opvallend is het grote antropogene aandeel in de stikstof concentraties vergeleken met dit aandeel in de fosfaat concentraties. Dit wordt veroorzaakt door de aanvoer van nutriënten via rivieren, die relatief ten opzichte van fosfaat veel meer stikstof bevat dan de aanvoer vanuit de oceaan (zie ook tabel 2.1). In werkelijkheid is het verschil tussen de twee stoffen nog wat groter, omdat de atmosferische depositie van stikstof, die voor meer dan 95% antropogeen van oorsprong is, in figuur 5.1 in de natuurlijke fractie is opgenomen.

In de deelgebieden die grenzen aan de mondingen van de Nederlandse en Duitse rivieren (12, 13, 16) is 80% van de huidige stikstof concentratie van antropogene oorsprong; voor fosfaat is dit bijna 60%. In deelgebieden midden in de Zuidelijke Bocht (6, 11) is het antropogene aandeel in de stikstof concentratie ongeveer 35%, voor fosfaat ongeveer 25%. Deze percentages zijn al lager dan de antropogene percentages van de totale aanvoer van nutriënten naar de Noordzee.

In deelgebieden direct ten Noorden hiervan, de Oestergronden en de Doggersbank (10 en 7) is het antropogene aandeel minder dan 30% voor stikstof en minder dan 15% voor fosfaat.

Alle genoemde percentages zijn berekend voor een stromingspatroon behorend bij ZW-wind. Bij noordelijke winden kunnen deze percentages aanzienlijk hoger uitvallen, vooral in gebieden verder uit de kust. Op de Oestergronden zou bij langdurige NO-wind niet alleen de stikstofconcentratie met zo'n 20% kunnen stijgen (zie figuur 5.4.b), ook het antropogene aandeel in de concentratie zou 50% of hoger kunnen worden. In tabel 5.1 wordt de variatie in de antropogene fractie van de totale concentraties ten gevolge van verschillen in stromingspatroon voor de geselecteerde deelgebieden weergegeven.

Tabel 5.1. Antropogene fractie van de jaargemiddelde concentraties totaal-N en totaal-P in verschillende deelgebieden bij verschillende stromingspatronen.

deelgebied	ZW - wind		NW - wind		NO - geen wind	
	tot-N	tot -P	tot -N	tot -P	tot -N	tot-P
kustzone:						
12	80	65	87	76	83	67
13	69	47	79	53	78	51
16	84	55	86	54	87	62
Zuid. Bocht:						
6	27	22	66	41	57	34
11	45	25	59	27	62	33
Middengebied:						
10	29	15	49	19	57	27
7	3	0	12	2	30	12

Het milieurendement van maatregelen zal vooral in de kustzone groot kunnen zijn, en verder op zee minder groot, vooral wat betreft fosfaat. Van maatregelen ten aanzien van stikstof zijn echter ook buiten de kustzone significante effecten te verwachten, omdat (1) ook verder op zee het antropogene aandeel in de concentratie groot kan zijn en (2) buiten de directe kustzone niet fosfaat maar stikstof het limiterende nutriënt is. Deze verschuiving van (potentiële) P-limitatie naar N-limitatie bij toenemende afstand tot de kust (zie ook Peeters et al., 1993) wordt veroorzaakt door verschillen tussen de P-kringloop en de N-kringloop. In tegenstelling tot de P-kringloop bevat de N-kringloop een proces, denitrificatie, waardoor stikstof aan het aquatisch ecosysteem wordt onttrokken en als gasvormig stikstof (N₂, N₂O) naar de atmosfeer ontwijkt. De intensiteit van denitrificatie en dus van stikstofverwijdering is gekoppeld aan de intensiteit van de biologische kringloop (opname, omzetting en regeneratie van anorganisch stikstof via primaire produktie en mineralisatie). Een watersysteem als de Noordzee, en vergelijkbare systemen met een lange verblijftijd, hebben dus de natuurlijke potentie een stikstoflimitatie te ontwikkelen, ondanks de relatieve overmaat aan stikstof in de belastingen (Ringer en Klingen, 1908, Vries et al., 1988a en 1988b, Raaphorst et al., 1990, Raaphorst et al., 1992).

Zoals al opgemerkt in hoofdstuk 4 worden in de hiernavolgende paragrafen het milieurendement van maatregelen en de natuurlijke variatie voor elk van de effectvariabelen onderling vergeleken en nader gekwantificeerd voor verschillende deelgebieden. Voor deze kwantificering in percentages wordt een 'huidige', een 'nominale' en een 'referentie' situatie gehanteerd:

huidige situatie	belasting (aanvoer van nutriënten) op het niveau van 1987, voor de overige niet stuurbare factoren de range van de natuurlijke variatie, dus de combinatie van meteorologische factoren en stromingspatronen in de vier scenario's;
nominale situatie	belasting en meteorologie 1987, stromingspatroon behorend bij ZW-wind, 4.5 m/s;
referentie situatie	alleen natuurlijke aanvoer van nutriënten, meteorologie van 1987, stromingspatroon behorend bij ZW-wind, 4.5 m/s;

In hoofdstuk 4 is eveneens aangegeven dat, in het licht van algemene normdoelstellingen in de regeringsbeslissingen van de huidige beleidsnota's en rekening houdend met de beperkingen van de hier gerapporteerde analyse (zie paragraaf 4.5), bij de formulering van de conclusies van deze studie de volgende milieukwaliteitsdoelstellingen worden gehanteerd:

1. chlorofyl: reductie van de jaargemiddelde concentratie in de kustzone tot 50% van het verschil tussen de huidige en de referentie situatie; deze 'halvering van het overschot' komt volgens NW3 en volgens de hier gepresenteerde model resultaten ongeveer overeen met 25% reductie van de totale concentratie in de huidige situatie.
2. *Phaeocystis*: een afwijking van de jaargemiddelde concentratie van niet meer dan een factor 2 (dus maximaal 200%) ten opzichte van de referentie situatie;
3. zuurstof in de bodemwaterlaag van gestratificeerde gebieden op het Nederlands Continentaal Plat (NCP): een verwaarloosbare kans op overschrijding van de grenswaarde van 5 mg/l (zoetwaternorm).

5.2. Gebieden met hoge antropogene belasting

De Nederlandse en Duitse kustzone van de Noordzee, waarin de Rijn/Maas, Eems, Weser en Elbe uitmonden, is de zone met de hoogste antropogene belasting van de gehele Noordzee. Het antropogene aandeel in de stikstof concentratie in deze zone van ongeveer 50 km breed is 80%, voor fosfaat bijna 60%. Anders gezegd, de huidige stikstofconcentratie in de kustzone is 4-5 maal zo hoog als in de referentie situatie en de huidige fosfaatconcentratie is 2.5 maal zo hoog. Figuur 5.2 vergelijkt het milieurendement van maatregelen met de natuurlijke variatie voor de verschillende effectvariabelen in de deelgebieden van de kustzone: 12, 13 en 16. In tabel 5.2.a en tabel 5.2.b is deze informatie, gemiddeld over de drie deelgebieden, gekwantificeerd in percentages ten opzichte van de huidige en de nominale situatie.

Tabel 5.2.a. Berekend milieurendement van maatregelen en natuurlijke variatie ten opzichte van de huidige nominale situatie in de kustzone (in percentages, afgerond op eenheden van 5%).

	nat. variatie huidige situatie	milieurendement van maatregelen bij normaal weer		
		50% N en P	75% P, 25% N	100% N en P
Totaal -N	10	45	20	80
Totaal -P	10	30	50	55
Chlorofyl	25	25	40	45
Prim. prod.	15	25	40	60
<i>Phaeocystis</i>	35	5	25	30

Tabel 5.2.b. Berekend maximaal milieurendement van maatregelen ten opzichte van de huidige situatie in de kustzone, rekening houdend met de variatie in meteorologie en stromingspatronen en hun kans van voorkomen (in percentages, in klassen van 10%, de ranges betreffen de verschillen tussen deelgebieden binnen de zone).

	maximaal milieurendement, alle weertypen		
	50% N en P	75% P, 25% N	100% N en P
Totaal -N	40-50	20-30	70-90
Totaal -P	30-40	40-60	50-70
Chlorofyl	30-40	40-50	60-70
Prim. productie	30	40-50	60-70

In de kustzone is het milieurendement van maatregelen al gauw groter dan de variatie ten gevolge van meteorologische omstandigheden in de huidige situatie. Dit geldt met name voor de concentraties van de nutriënten.

De primaire productie en vooral de totale algenbiomassa (chlorofyl) reageren minder sterk op een verminderde aanvoer van nutriënten en vertonen meer natuurlijke variatie. De verklaring hiervoor is dat de algenbiomassa in de kustzone bij de huidige aanvoer van nutriënten vooral wordt beperkt door de lichtomstandigheden en in mindere mate door stikstof en fosfaat. Er is dus al een behoorlijke aanvoerreductie nodig om een begin van een effect te bewerkstelligen. Van de twee nutriënten is fosfaat de primair limiterende factor in de kustzone, veroorzaakt door de relatieve overmaat van stikstof in de vrachten van met name de Nederlandse en Duitse rivieren (zie tabel 2.1). De respons van het fytoplankton (chlorofyl en primaire productie) volgt dan ook die van totaal-P. De doelstelling van een halvering van het algenoverschot in de kustzone, 25% reductie van de totale concentratie, wordt volgens de modelresultaten bereikt met 50% reductie van de antropogene aanvoer van nutriënten. Deze inschatting wijkt af van die in NW3 (basisrapport eutrofiëring, 1989), waar mede op basis van best professional judgement de verwachting wordt geformuleerd dat een emissiereductie van 70-75% nodig is voor een 50% vermindering van het algenoverschot. Het is de vraag of een vermindering van de totale algenbiomassa met 25% meetbaar zal zijn; de natuurlijke variatie is zeker even groot. Een milieurendement ten aanzien van de algenbiomassa dat groter is dan de huidige natuurlijke variatie is slechts te bereiken met een zeer aanzienlijke reductie van de antropogene aanvoer van meer dan 50%.

Bij de samenstelling van de fytoplankton gemeenschap spelen zowel ten aanzien van de natuurlijke variatie als het rendement van maatregelen andere factoren een rol, die een eenduidige beoordeling bemoeilijken. In het algemeen zijn de berekende verschuivingen tussen de verschillende soortgroepen groter dan de respons van de totale algenbiomassa. Het meest opvallend in de simulatie resultaten is de sterke toename van flagellaten, ten koste van *Phaeocystis* en vooral dinoflagellaten, bij 75% reductie van de P-aanvoer en 25% reductie van de N-aanvoer, dus bij een toenemende N/P ratio. Hetzelfde effect, hoewel minder uitgesproken, wordt voor deelgebied 12 (Hollandse kustzone) berekend bij de huidige nutriënten aanvoer en bij 50% reductie van beide nutriënten, gecombineerd met de meteorologie (instraling) van 1988. De verklaring voor deze effecten van interspecifieke concurrentie is:

- Reductie van de P-aanvoer in de kustzone veroorzaakt een verschuiving van lichtlimitatie naar P-limitatie. *Phaeocystis* wint de competitie met andere soorten bij N-limitatie (N/P ratio < 16) maar verliest de competitie bij P-limitatie (N/P ratio > 16) (Riegman et al., 1992). Vooral flagellaten profiteren van P-limitatie, zie bijvoorbeeld de huidige situatie in de Duitse Bocht (Colijn et al., 1990,

Anonymus, 1992a).

- *Phaeocystis* (en dinoflagellaten) profiteren, sterker dan andere soorten, van verhoogde instraling en een lage troebelheid in de waterkolom. Bovendien vormt *Phaeocystis* kolonies boven een drempelwaarde van de instraling ($100 \text{ W.h/m}^2/\text{d}$) waardoor een optimale groeisnelheid kan worden behouden (Peperzak, 1993). In een somber jaar met weinig instraling (1988, figuur 4.1) is *Phaeocystis* dus in het nadeel. Dit effect wordt alleen berekend voor de Hollandse kustzone met een sterke lichtlimitatie door troebelheid en niet voor de minder troebele kustzone boven de Waddenzee.

Door de combinatie van meteorologische variatie en interspecifieke competitie is de natuurlijke variatie van de *Phaeocystis* biomassa groter dan het effect van maatregelen onder vergelijkbare weersomstandigheden. Vooral reductie van de P-aanvoer zal de biomassa van deze plaagalg kunnen doen verminderen. Echter, zelfs bij sterke reductie van de aanvoer zal deze alg onder bepaalde weersomstandigheden toch nog een hoge biomassa kunnen vormen. Ook moet worden opgemerkt dat een toename van de N/P ratio weliswaar gunstig kan uitwerken op het tegengaan van *Phaeocystis* dominantie in de kustzone, maar ook kan leiden tot andere verschuivingen in de soortensamenstelling die negatief beoordeeld moeten worden.

Door de grote natuurlijke variatie en de invloed van competitie van andere soorten is het moeilijk uitspraken te doen over de doelstelling van maximaal een factor 2 afwijking van de referentie situatie voor *Phaeocystis* in de kustzone. Gemiddeld over alle weerscenario's (figuren 5.2d en 5.2e) lijkt een afname van de antropogene aanvoer met 50% onvoldoende en zal deze aanvoer met tenminste 75% moeten worden gereduceerd om deze doelstelling te bereiken.

5.3. Gebieden met 'gemiddelde' antropogene belasting

In de gebieden direct buiten de kustzone in het zuidelijk deel van de Noordzee (deelgebieden 6 en 11) is het antropogene aandeel in de stikstof concentratie zo'n 35% en voor fosfaat 25%. Bij langdurige noordelijke winden zou dit aandeel voor stikstof kunnen stijgen tot ongeveer 60% en voor fosfaat tot ongeveer 30% (zie tabel 5.1). In deze gebieden is onder normale omstandigheden (ZW-wind) de huidige stikstofconcentratie dus 50% hoger dan in de referentie situatie en de fosfaatconcentratie 33% hoger.

Figuur 5.3 vergelijkt het milieurendement van maatregelen met de natuurlijke variatie voor de verschillende effectvariabelen in de deelgebieden 6 en 11. In tabel 5.3.a en tabel 5.3.b is deze informatie, gemiddeld over de twee deelgebieden, gekwantificeerd in percentages ten opzichte van de huidige en de nominale situatie.

Tabel 5.3.a. Berekend milieurendement van maatregelen en natuurlijke variatie ten opzichte van de huidige nominale situatie in de deelgebieden 6 en 11 (in percentages, afgerond op eenheden van 5%).

	nat. variatie huidige situatie	milieurendement van maatregelen bij normaal weer		
		50% N en P	75% P, 25% N	100% N en P
Totaal -N	30	20	10	35
Totaal -P	20	15	20	25
Chlorofyl	20	15	10	30
Prim. prod.	50	15	10	35
<i>Phaeocystis</i>	40	5	5	15

Tabel 5.3.b. Berekend maximaal milieurendement van maatregelen ten opzichte van de huidige situatie in de deelgebieden 6 en 11, rekening houdend met de variatie in meteorologie en stromingspatronen en hun kans van voorkomen (in percentages, in klassen van 10%, de ranges betreffen de verschillen tussen deelgebieden binnen de zone)

	maximaal milieurendement, alle weertypen		
	50% N en P	75% P, 25% N	100% N en P
Totaal -N	20-30	10-20	30-50
Totaal -P	10-20	20-30	30
Chlorofyl	20	10-20	30-70
Prim. productie	20	10-20	30-40

Ondanks de aanzienlijke antropogene fracties in de concentraties van nutriënten is de natuurlijke variatie van de effectvariabelen over het algemeen groter dan het milieurendement van maatregelen. In tegenstelling tot de kustzone is er wel een nagenoeg proportionele relatie tussen de primaire produktie en totale algenbiomassa (chlorofyl) en de nutriënten concentraties, met name stikstof. Lichtlimitatie speelt in deze gebieden nauwelijks een rol en de eutrofiëringssituatie wordt nagenoeg geheel bepaald door de beschikbaarheid van nutriënten. Stikstof is het primair limiterend nutriënt, dus beheersmaatregelen gericht op stikstof bepalen in deze zone het milieurendement. Ook hier is echter een aanzienlijke reductie van de antropogene aanvoer nodig, tenminste 75%, voor een milieurendement dat groter is dan de huidige natuurlijke variatie.

In de samenstelling van de fytoplankton gemeenschap variëren de diatomeeën het meest in de verschillende scenario's. De verhoogde nutriënten concentraties bij noordelijke winden komen vrijwel geheel ten goede aan deze groep, doordat de beschikbaarheid van silicium ook toeneemt. Daarnaast leidt de reductie van de antropogene aanvoer van fosfaten en stikstof tot een relatieve toename van de beschikbaarheid van silicium en daardoor over het algemeen eveneens tot een relatieve stijging van de hoeveelheid diatomeeën. Van de overige fytoplanktongroepen zijn de dinoflagellaten het minst gevoelig voor veranderingen, behalve wanneer de N/P ratio sterk stijgt (bij 75% P-reductie en 25% N-reductie), waardoor flagellaten dominant worden. De kans op een *Phaeocystis* bloei neemt af naarmate de nutriëntenconcentraties dalen; echter alleen bij bepaalde weersomstandigheden die gunstig zijn voor diatomeeën en/of flagellaten. Onder normale weersomstandigheden lijkt het voorkomen van *Phaeocystis* buiten de directe kustzone nauwelijks te worden beïnvloed door afname van de antropogene nutriëntenaanvoer.

5.4. Gebieden met 'lage' antropogene belasting

Op de Noordzee ten noordwesten van Nederland is het antropogene aandeel in de concentraties van nutriënten onder normale omstandigheden vrij laag tot nihil. Op de Oestergronden (deelgebied 10) 30% voor stikstof en 15% voor fosfaat, op de Doggersbank slechts enkele procenten. Echter, bij langdurige NO-wind zou volgens de berekeningen op de Oestergronden het antropogene aandeel in de stikstof concentratie tot 60% kunnen stijgen, en zelfs op de Doggersbank nog tot 30% (voor fosfaat respectievelijk ongeveer 30% en 10%) (zie tabel 5.1). Op de Oestergronden is onder normale omstandigheden (ZW-wind) de huidige stikstofconcentratie 40% hoger dan in de referentie situatie en de fosfaatconcentratie 20% hoger. Figuur 5.4 vergelijkt het milieurendement van maatregelen met de natuurlijke variatie voor de verschillende effectvariabelen in de

deelgebieden 10 en 7. In tabel 5.4.a en tabel 5.4.b is deze informatie, gemiddeld over de twee deelgebieden, gekwantificeerd in percentages ten opzichte van de huidige en de nominale situatie.

Tabel 5.4.a. Berekend milieurendement van maatregelen en natuurlijke variatie ten opzichte van de huidige nominale situatie in de deelgebieden 10 en 7 (in percentages, afgerond op eenheden van 5%).

	nat. variatie huidige situatie	milieurendement van maatregelen bij normaal weer		
		50% N en P	75% P, 25% N	100% N en P
Totaal -N	20	10	5	15
Totaal -P	20	5	5	5
Chlorofyl	20	5	5	15
Prim. prod.	45	10	5	20
Dinoflagel.	180	5	5	10
Zuurstof	55	5	0	10

Tabel 5.4.b. Berekend maximaal milieurendement van maatregelen ten opzichte van de huidige situatie in de deelgebieden 10 en 7, rekening houdend met de variatie in meteorologie en stromingspatronen en hun kans van voorkomen (in percentages, in klassen van 10%, de ranges betreffen de verschillen tussen deelgebieden binnen de zone).

	maximaal milieurendement, alle weertypen		
	50% N en P	75% P, 25% N	100% N en P
Totaal -N	10-20	10	10-20
Totaal -P	0-10	10-20	0-20
Chlorofyl	10-20	10	10-30
Prim. produktie	10-20	10	10-40

In deze gebieden met onder normale omstandigheden lage antropogene fracties in de concentraties van nutriënten, is het milieurendement van maatregelen onder die normale omstandigheden veel kleiner dan de natuurlijke variatie. Uit tabel 5.4 blijkt tevens dat ook in deze gebieden niet fosfaat, maar stikstof de eutrofiërings situatie bepaalt. Omdat de fysische factoren in de twee deelgebieden in deze zone sterk verschillen, worden ze hieronder apart besproken.

5.4.1. De Doggersbank

Van alle deelgebieden waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd, is de Doggersbank het minst beïnvloed door antropogene aanvoer van nutriënten. Dit heeft tot gevolg dat de gesimuleerde variaties in totale biomassa en soortensamenstelling vooral worden veroorzaakt door verschillen in weersomstandigheden, met name de temperatuur en de instraling, gedurende het voorjaar. Door de lage temperatuur in het voorjaar van 1987 wordt in de simulatie de opkomst van dinoflagellaten onderdrukt, op het moment waarop de diatomeeën door silicium gelimiteerd raken. Hierdoor wordt *Phaeocystis* tijdelijk dominant. Dit verschijnsel doet zich niet voor bij de weersomstandigheden van 1988 of 1989. In deze jaren worden vrijwel uitsluitend diatomeeën en dinoflagellaten gesimuleerd. De gesimuleerde biomassa van de eerste groep is onder alle condities ongeveer gelijk.

5.4.2. De Oestergronden

De situatie op de Oestergronden verschilt sterk van die in de andere deelgebieden. Dit wordt onder meer veroorzaakt door de ligging tussen het relatief sterk antropogeen beïnvloede deelgebied 11 en de weinig beïnvloede deelgebieden 7 en 3. Afhankelijk van de stroming varieert

hierdoor de antropogene nutriënten fractie in dit gebied aanzienlijk. Bovendien kan een deel van dit gebied in de zomer stratificeren, waardoor niet alleen de zuurstofhuishouding maar ook de primaire produktie en de fytoplankton biomassa sterk worden beïnvloed. De hogere primaire produktie en algenbiomassa onder gestratificeerde omstandigheden (1989), die wordt veroorzaakt door een gunstiger lichtklimaat onder water ten gevolge van de kleinere mengdiepte, wordt overigens alleen door ECOLUMN-BLOOM berekend en niet door DYNAMO (vergelijk de figuren 5.4.b en 5.4.d) omdat in het laatste model geen rekening wordt gehouden met het effect van stratificatie. De gesimuleerde soortensamenstelling vertoont een betrekkelijk eenvoudig patroon. Flagellaten en *Phaeocystis* komen weinig voor. Het aandeel van de diatomeeën lijkt vooral afhankelijk van de weersomstandigheden, maar is overigens vrij constant. De variaties in totale biomassa tussen de scenario's komen dan ook vrijwel volledig voor rekening van de dinoflagellaten, die onder gestratificeerde omstandigheden meer dan proportioneel toenemen. Onder die omstandigheden is de concentratie sterk afhankelijk van de beschikbaarheid van stikstof, en neemt dus af bij gereduceerde antropogene aanvoer.

De zuurstof concentratie in de bodemlaag onder gestratificeerde omstandigheden is afhankelijk van een groot aantal factoren, fysische zowel als biologische, die met de combinatie van NZSTRAT en ECOLUMN-BLOOM zijn gesimuleerd.

Voor de analyse van zuurstofuitputting zijn alleen voor de lokatie Terschelling-100 berekeningen uitgevoerd.

De gevolgen van lage zuurstof gehalten voor het ecosysteem hangen af van:

1. de minimum concentratie,
2. de periode gedurende welke lage gehalten voorkomen.

De relatie tussen deze twee factoren is niet altijd eenduidig: een diep zuurstof minimum in de bodemwaterlaag kan heel snel weer verdwijnen, wanneer de aanvoer van zuurstof vanuit de bovenlaag plotseling toeneemt door opmenging. Op Terschelling-100 bestaat echter een vrij eenduidig verband tussen beide factoren: naarmate de stratificatie langer aanhoudt dalen de zuurstof gehalten verder. Met andere woorden het absolute minimum is tevens een redelijke indicatie voor de periode waarin lage zuurstof gehalten voorkomen. Om deze reden worden slechts resultaten gepresenteerd voor één enkele grootheid: het minimum zuurstof gehalte tijdens de zomer onder de thermocline.

De resultaten zijn echter niet zonder meer representatief voor het hele Oestergronden gebied.

Uit figuur 5.4.e blijkt dat het minimum zuurstofgehalte bij de huidige aanvoer van nutriënten kan variëren van omstreeks 3 tot 8 mg/l. In het eerste geval is er sprake van een ernstig zuurstof probleem, in het tweede geval is er geen enkel probleem. Dit grote verschil wordt geheel veroorzaakt door de weersomstandigheden. Om een laag zuurstof minimum te bereiken moet de waterkolom gedurende lange tijd (meer dan tien weken) gestratificeerd zijn. Dit gebeurt niet onder normale of sombere weersomstandigheden zoals in 1987 en 1988. Tijdens de mooie zomer van 1989 duurt de stratificatie echter meer dan drie maanden, zodat een forse onderverzadiging kon optreden.

De minimum zuurstof concentratie hangt ook af van de hoeveelheid organische stof, die moet worden afgebroken en dus van de plaatselijke primaire produktie gedurende het groeiseizoen. Dit verklaart waarom het zuurstof minimum berekend voor 1989 met NO-wind nog lager is

dan voor 1989 met ZW-wind. Met NO-wind is de aanvoer van nutriënten, met name van stikstof, naar de Oestergronden groter dan bij ZW-wind. Hierdoor is de primaire produktie groter en wordt er, via bezinking van het organisch materiaal, een grotere zuurstofvraag opgebouwd.

Bij een vermindering van de nutriënten aanvoer daalt de produktie van organisch materiaal omdat de produktie dit gebied stikstof gelimiteerd is, zeker onder gestratificeerde omstandigheden. Hierdoor wordt de zuurstof voorraad minder snel uitgeput. Bij 50% reductie van de antropogene aanvoer van stikstof wordt voor de meest ongunstige meteorologische omstandigheden (1989-NO/ZW) een minimum zuurstof gehalte berekend groter dan 5 mg/l. Wel is het zo dat weersverschillen onder alle nutriënten condities duidelijke verschillen in het minimum zuurstof gehalte blijven veroorzaken, maar het gevaar van te lage concentraties (< 5 mg/l) is praktisch afgewend.

De doelstelling van een verwaarloosbare kans op zuurstofgehaltenes lager dan 5 mg/l in de bodemwaterlaag in het gestratificeerde deel van de Noordzee binnen het NCP wordt volgens deze resultaten bereikt bij een reductie van de antropogene aanvoer van stikstof met 50%.

6. REFERENTIES

- Admiraal, W. & J.C. v.d. Vlugt (1990).
Impact of eutrophication on the silica cycle of man-made basins in the Rhine Delta. *Hydrobiol. Bull.* 24: 23-36.
- Anonymus, (1992a).
Paris Commission. Nutrients in the Convention Area. Part B: Eutrophication Symptoms and Problem Areas.
- Anonymus, (1992b).
Quality Status Report of the North Sea - Subregion 4. Preprint November 1992.
- Anonymus, (1993).
Quality Status Report of the North Sea - Holistic. Preprint February 1993.
- Beukema, J.J., (1989).
Long-term change in macrobenthic abundance on the tidal flats of the western part of the Wadden Sea. *Helgol. Meeresunters.* 43: 405-415.
- Boddeke, R. & P. Hagel, (1991).
Eutrophication of the North Sea continental zone, a blessing in disguise. *ICES C.M.* 1991 /E:7 Mar. Env. Qual. Comm. Sess. Y.
- Boekel, W.H.M. van, (1991).
Ability of *Phaeocystis* sp. to grow on organic phosphates; direct measurements and prediction with the use of an inhibition constant. *J. Plankton Res.* 13: 959-970.
- Boers, P., W. Laane, L. van Liere, C. Peeters, S. Parma & J. v.d. Does, (1993).
Eutrofiëring en beleid in Nederland, hoe verder? Rapport RIZA (93.010), DWG (93.007) en RIVM (732404002).
- Butler, E.I., S. Knox & M.I. Liddicoat, (1979).
The relationship between inorganic and organic nutrients in sea water. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 59: 239-250.
- Cadée, G.C. & J. Hegeman, (1991a).
Historical plankton data of the Marsdiep. *Hydrobiol. Bull.* 24(2): 111-118.
- Cadée, G.C. & J. Hegeman, (1991b).
Phytoplankton primary production, chlorophyll and species composition, organic carbon and turbidity in the Marsdiep in 1990, compared with the foregoing years. *Hydrobiol. Bull.* 25(1): 29-35.
- Colijn, F., L. Villerius, M. Rademaker, K.D. Hammer & K. Eberlein, (1990).
Changes in spatial distribution of primary production, photosynthetic pigments and phytoplankton species composition during two surveys in the German Bight.

Neth. J. Sea Res. 25(1/2): 155 - 164.

Colijn, F., (1992).
Changes in plankton communities: when, where and why? ICES
Mar.Sci.Symp. 195: 193-212.

Cramer, A., (1991).
Benthic metabolic activity at frontal systems in the North Sea.
Proefschrift Universiteit van Amsterdam.

Daan, N., P.J. Bromley, J.R.G. Hislop & N.A. Nielsen, (1990).
Ecology of the North Sea fish. Neth. J. Sea Res. 26(2-4): 343-386.

Derde Nota Waterhuishouding, (1990).
Regeringsbeslissing. Ministerie Verkeer en Waterstaat, 's Gravenhage,
SDU.

Duin, R.N.M., (1992)
Statistische analyse van QSR - gegevens Rijkswaterstaat, Dienst
Getijdewateren werkdocument GWA0 - 92.142x

Duineveld, G.C.A., A. Kunitzer & R.P. Heyman, (1987).
Amphiura filiformis (Ophiuroidea: Echinodermata) in the North Sea.
Distribution, present and former abundance and size distribution. Neth.
J. Sea Res. 21: 317-329.

Duineveld, G.C.A., A. Kunitzer, U. Niermann, P.A.W.J. de Wilde & J.S.
Gray, (1991).
The macrobenthos of the North Sea. Neth. J. Sea. Res. 28: 53-65.

Es, F.B. van, & R.W.P.M. Laane, (1982).
The utility of organic matter in the Ems-Dollart Estuary. Neth. J. Sea Res.
16: 300-314.

Flynn, F. K., (1993).
Toxicity of dinoflagellates - The role of nutrients physiology. The
Phycologist (1): 26-27.

Fransz, H.G., S.R. Gonzalez, G.C. Cadée & F. Hansen, (1993).
Long-term change of *Temora longicornis* (Copepoda, Calanoida)
abundance in a Dutch tidal inlet (Marsdiep) in relation to eutrophication.
Neth. J. Sea Res. 30: 23-32.

Gezondheidsraad, (1984).
Advies inzake een begrippenlijst ten behoeve van ecologische normen
waterbeheer. 's Gravenhage.

Giessen, van der A.A. & R.R. Jansen, (1990).
Een PC stratificatie kolommodel voor de Noordzee. Ministerie Verkeer
en Waterstaat, Dienst Getijdewateren. s'Gravenhage. Nota GWA0-
90.001.

Glas, P.C.G., A.A. Markus, T.A. Nauta, (1989).
Regulering stoffstromen-zout. Management Analysis North Sea:
Modellering van nutriëntenkringlopen in de Noordzee: EQUIPMONS en
DYNAMO. Rapport T234.01 (Deel 1/2).

Janssen, G.M., (1993).

De eutrofiëring van de Noordzee en Waddenzee, een tussenbalans. Zien we al resultaten van het saneringsbeleid. H2O 26(4): 86-91.

Jonge V.N. de & K. Essink, (1992).

Lange termijn veranderingen in nutriënt belasting en daarmee gepaard gaande primaire en secundaire produktie in de Nederlandse Waddenzee. RWS - DGW rapport DGW-92.002.

Joordens, J.C.A. & R.W.P.M. Laane, (in prep.).

The role of dissolved organic nitrogen and phosphorus compounds in marine ecosystems with special reference to the North Sea (1987-1990). Tidal Waters Division.

Josefson, A.B. & J.N. Jensen, (1992).

Growth pattern of *Amphiura filiformis* supports the hypothesis of organic enrichment in the Skagerrak-Kattegat area. Mar. Biol. 112: 615-624.

Klein, A.W.O. & J.T. van Buuren, (1992).

Eutrophication of the North Sea in the Dutch coastal zone 1976-1990. Tidal Waters Division, report DGW-92.003.

KNMI, (1985, 1987, 1988, 1989).

Maandoverzicht van het weer in Nederland. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut, De Bilt., 1985, 1987, 1988, 1989.

Laane, R.W.P.M (ed.), (1992).

Background concentrations of natural compounds in rivers, sea water, atmosphere and mussels. Tidal Waters Division, report DGW-92.033.

Los, F.J., (1991). Mathematical simulation of algae blooms by the model BLOOM II: version 2. Vol 1/2. Delft Hydraulics.

Los, F.J., (1993, in prep.).

MANS Eutrophication. Report Delft Hydraulics.

Natuurbeleidsplan, (1990).

Regeringsbeslissing. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. 's Gravenhage. SDU.

Noordzeeactieplan, (1990).

Nationaal uitvoeringsdocument derde Ministersconferentie. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 's Gravenhage, SDU.

Peeters, J.C.H., H.A. Haas en L. Peperzak, (1991).

Eutrofiëring, primaire produktie en zuurstofhuishouding in de Noordzee. Rijkswaterstaat, dienst getijdewateren, nota GWAO-91.083

Peeters, J.C.H., H.A. Haas, L.P. Peperzak & I. de Vries, (1993).

Nutrients and light as factors controlling phytoplankton biomass on the Dutch continental shelf (North Sea) in 1988-1990. Report DGW-93.004.

Peperzak, L., (1993, accepted for publication).

Daily irradiance governs growth rate and colony formation of *Phaeocystis* (Prymnesiophyceae). J. Plankton Res.

Postma, L., (1988).

DELWAQ: Users manual. Delft Hydraulics. Delft hydraulics, Report T0237.

Raaphorst, W. van, H.T. Kloosterhuis, A. Cramer & K.J.M. Bakker, (1990).

Nutrient early diagenesis in the sandy sediments of the Doggerbank area, North Sea; pore water results. *Neth. J. Sea Res.* 26(1): 25-52.

Raaphorst, W. van, H.T. Kloosterhuis, E.M. Berghuis A.J.M. Gieles, J.F.P. Malschaert & G.J. van Noort, (1992).

Nitrogen cycling in two types of sediments of the southern North Sea (Frisian Front, Broad Forteens): field data and mesocosm results. *Neth. J. Sea Res.* 28(4): 293-316.

Radach, G., Schönfeld, W., & Lenhart, H., (1990).

Nährstoffe in der Nordsee - Eutrophierung, Hypertrophierung und deren Auswirkungen. In *Warnsignale aus der Nordsee*, pp. 48-65. Ed. by L. Lozan, W. Lenz, E. Rachor, B. Watermann & H. von Westernhagen, Paul Pazay, Berlin.

Reid, P.C., C. Lancelot, W.W.C. Gieskes, E. Hagmeier, G. Weichart, (1990).

Phytoplankton of the North Sea and its dynamics: A review. *Neth. J. Sea Res.* 26: 295-331.

Riegman, R., A.A.M. Noordeloos & G.C. Cadée, (1992).

Phaeocystis blooms and eutrophication of the continental coastal zones of the North Sea. *Mar. Biol.* 112: 479-484.

Ringer, W.E. en Mej. I.M.P. Klingen, (1908).

Nitraten, nitrieten en ammoniak in zeewater. *Chemisch Weekblad* 5(10): 147-168.

Sydow, J.S., R.W.P.M. Laane, A. de Vries, G. Groeneveld & A.J. van Bennekom, (1990).

Fluxes of nutrients (P, N, Si) through the Straits of Dover into the North Sea. Rijkswaterstaat nota nr. GWA0-90.012/NZ N89.09.

Vries, I. de, F. Hopstaken, H. Goossens, M. de Vries, H. de Vries & J. Heringa, (1988a).

GREWAQ: An ecological model for Lake Grevelingen. Documentation report. Delft Hydraulics, report T0215-03.

Vries, I. de, W. van Raaphorst en N. Dankers, (1988b).

Extra voedingsstoffen in zee: gevolgen, voordelen, nadelen. *Landschap* 1988(4): 270-285.

Vries, I. de, F.J. Los, E.G. de Groodt, A.A. Markus, E.S. de Waal, D.A. Jonkers, P.C.G. Glas, (1990).

Eutrophication and setting standards for the North Sea. A feasibility study. Delft Hydraulics, report T 543.

Vries, I. de (ed.), (1992).

Report of the NSTF Modelling Workshop. Report DGW-92.045

Watersysteemplan Noordzee 1991 - 1995, (1991).

Ministerie Verkeer en Waterstaat, Ministerie van VROM, Ministerie van EZ & Ministerie van LNV. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Warmenhoven J.P., J.A. Duizer, L.Ph. de Leu & C. Veldt, (1989).

The contribution of the input from the atmosphere to the contamination of the North Sea and the Dutch Wadden Sea: model calculations on basis of European emission estimates. TNO Report R89/349 A. TNO Delft.

Wulffraat, K.J., Th. Smit, H. Groskamp en A. de Vries, (1993, in prep.).

De belasting van de Noordzee met verontreinigende stoffen, 1980-1990. Rapport DGW-93.xxx.

Zevenboom, W., M. Rademaker & F. Colijn, (1991).

Exceptional algal blooms in Dutch North Sea waters. Wat. Sci. Tech. 24(10): 251-260.

7 COLOFON

Het in dit rapport gepresenteerde onderzoek is uitgevoerd door een werkgroep waarvan de volgende personen in de loop van de tijd deel hebben uitgemaakt:

Frans Kwak, Louis Dederen, Henk de Kruik, René Jansen, Sandra Cramer, Remi Laane, Ies de Vries (allen RWS - Dienst Getijde Wateren).
Hans Los, Marnix v.d. Vat (Waterloopkundig Laboratorium)

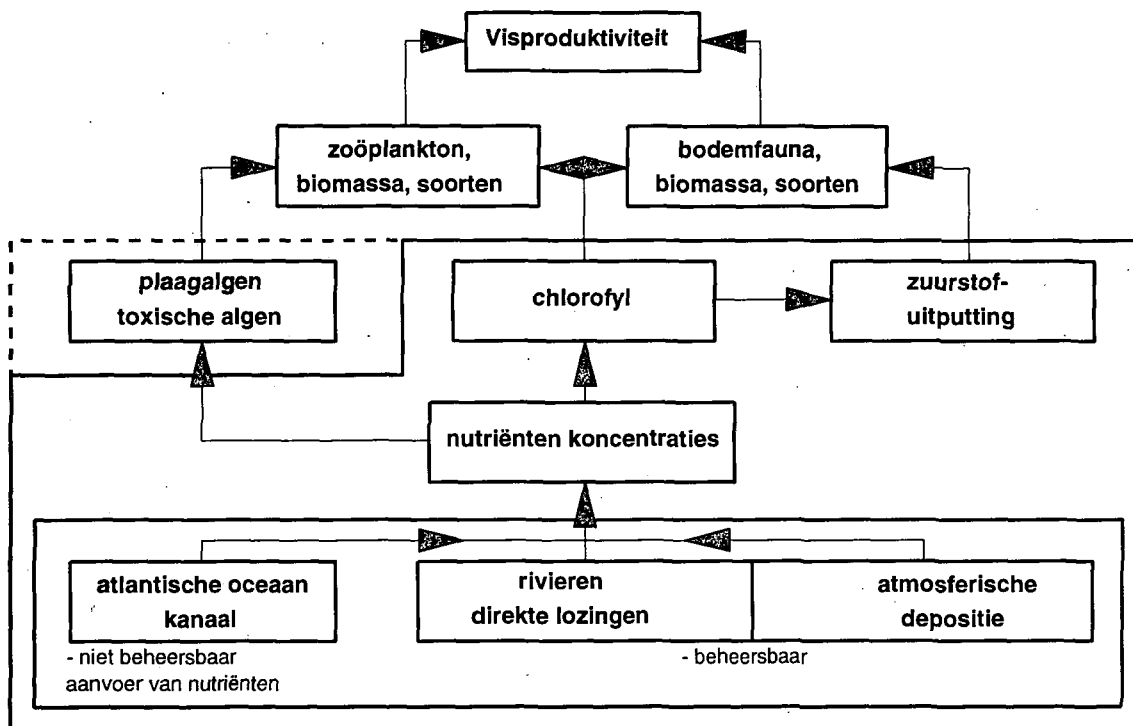
De figuren zijn verzorgd door Henk de Kruik, Marga v.d. Tol en Hanny Cohen (allen RWS - Dienst Getijde Wateren).

De inhoud van het rapport is becommentarieerd door Fransiscus Colijn, Cees Peeters en Remi Laane (allen RWS - Dienst Getijde Wateren) en Wanda Zevenboom (RWS - Directie Noordzee).

8 Figuren

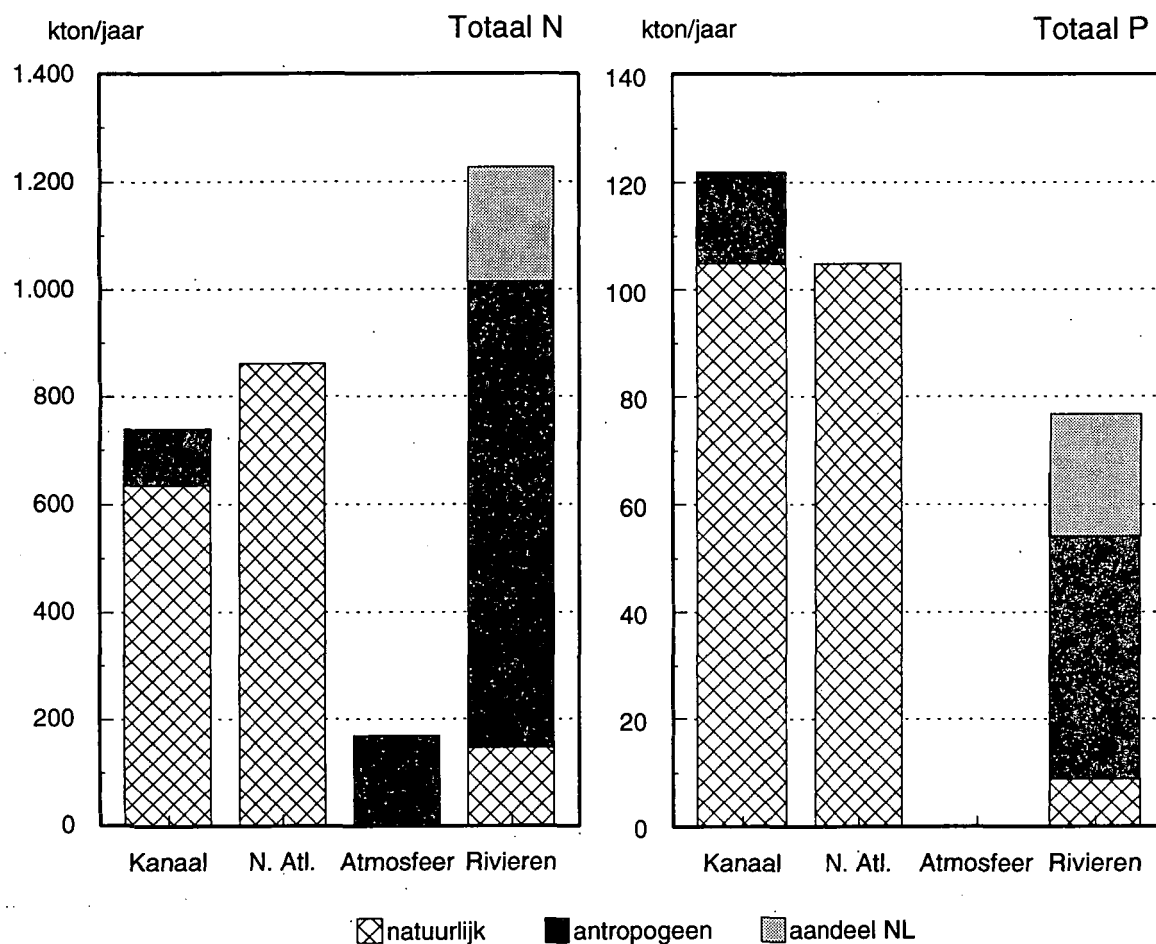
Figuur 2.1

De oorzaak - gevolg relaties van eutrofiëring op de Noordzee. De risico-analyse is beperkt tot het omkaderd gedeelte.



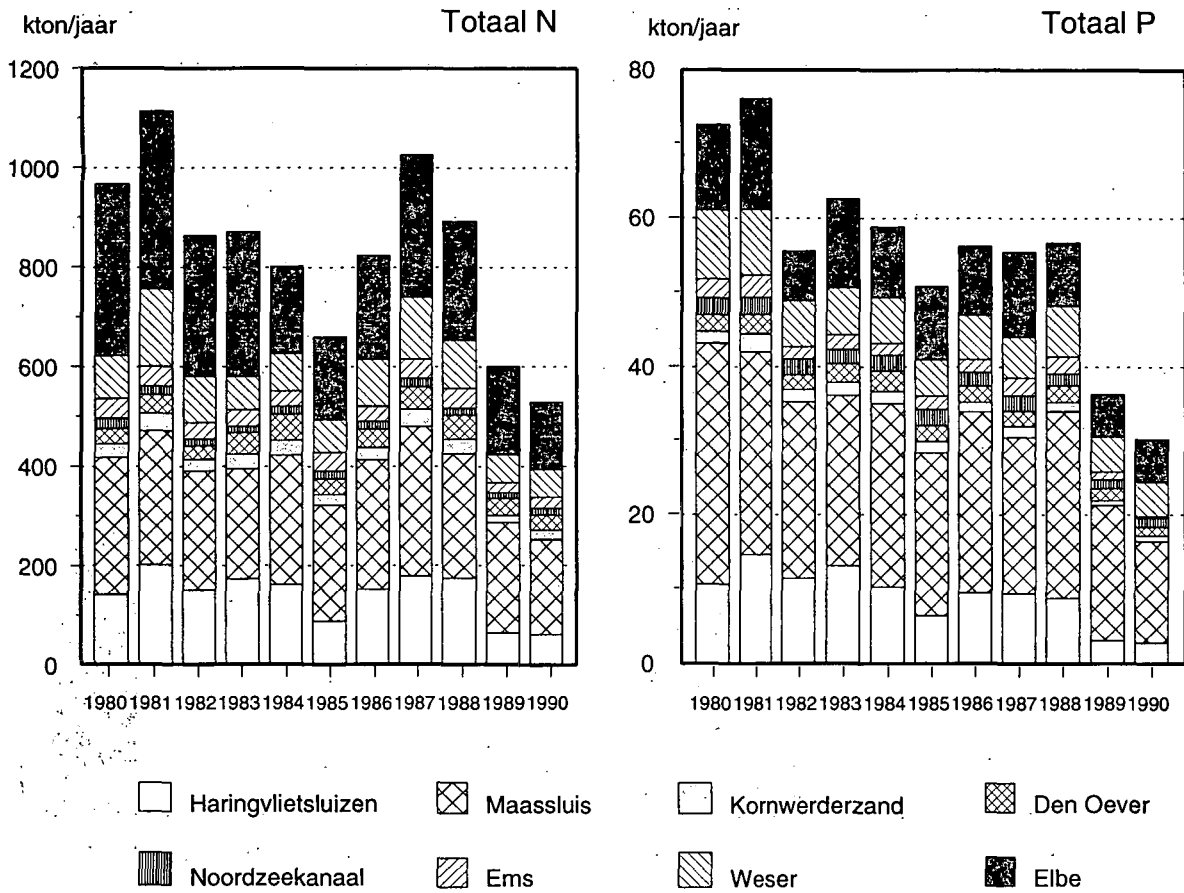
Figuur 2.2

De aanvoer van nutriënten naar de Noordzee in de huidige situatie, 1987 (totaal-N en totaal-P in kiloton/jaar). Het Nederlands aandeel in de vracht van de rivieren is apart aangegeven, evenals het antropogene deel in de verschillende bronnen.

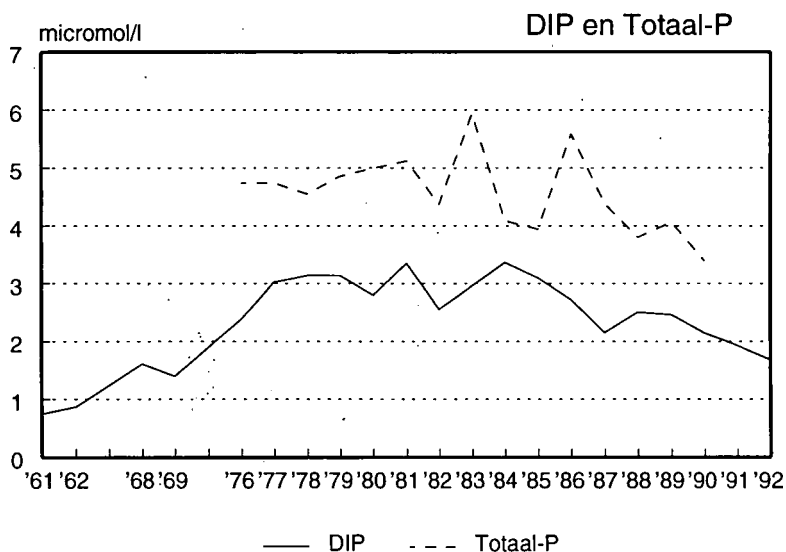
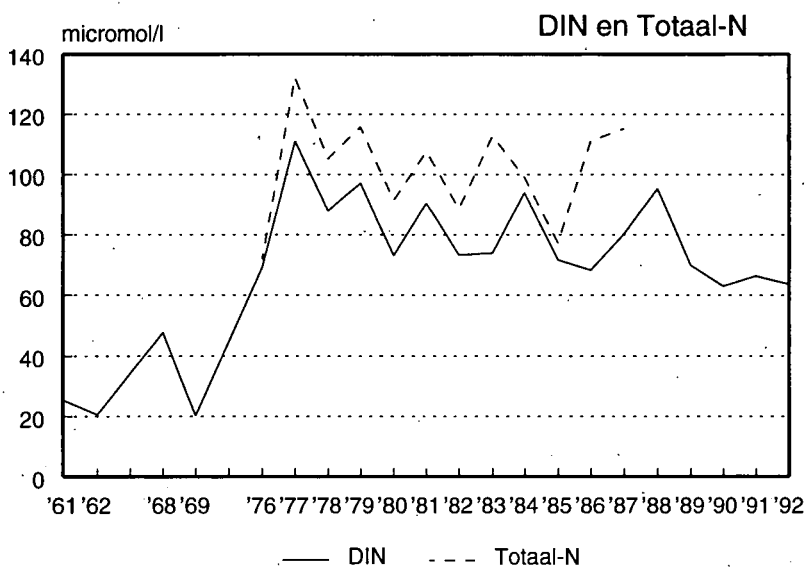


Figuur 2.3

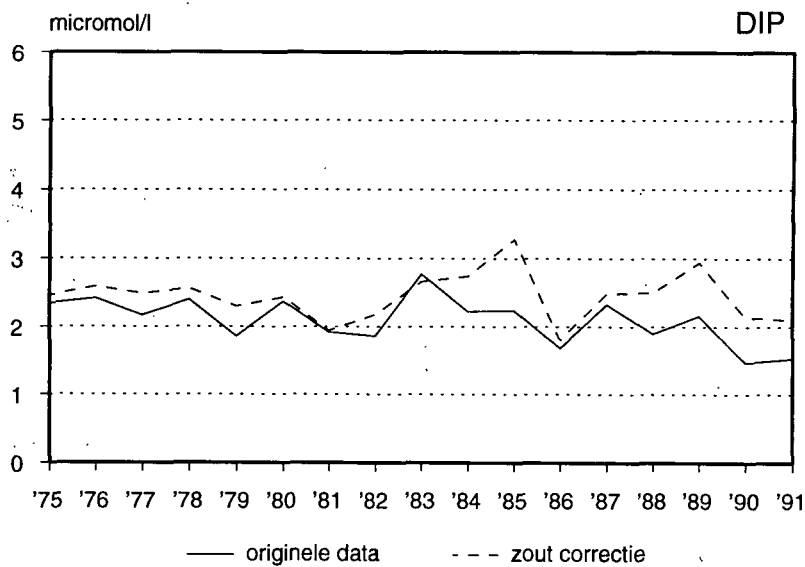
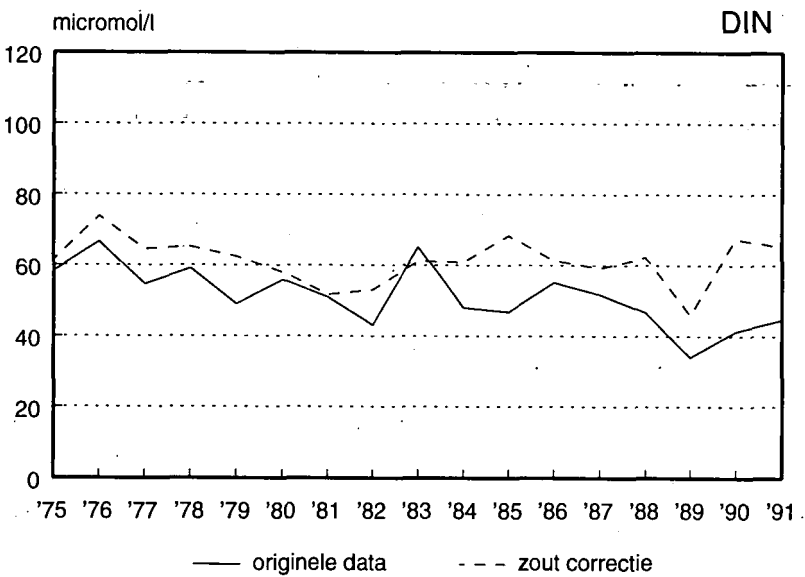
De vrachten van totaal-stikstof en totaal fosfaat in Rijn, Maas, Elbe, Eems en Weser in de periode, 1980-1990 (in kiloton/jaar).



Figuur 2.4
De winter-concentraties van DIN en totaal-N, DIP en totaal-P in een strook van 10 km breed voor de Nederlandse kust in de periode 1961-1992 (in micromol).

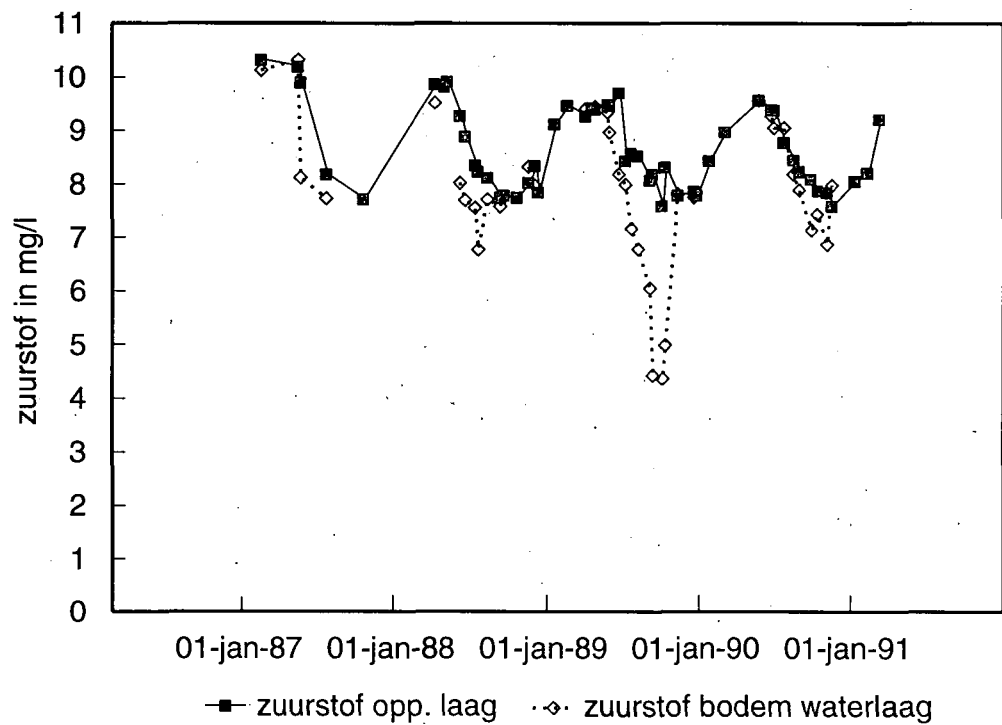
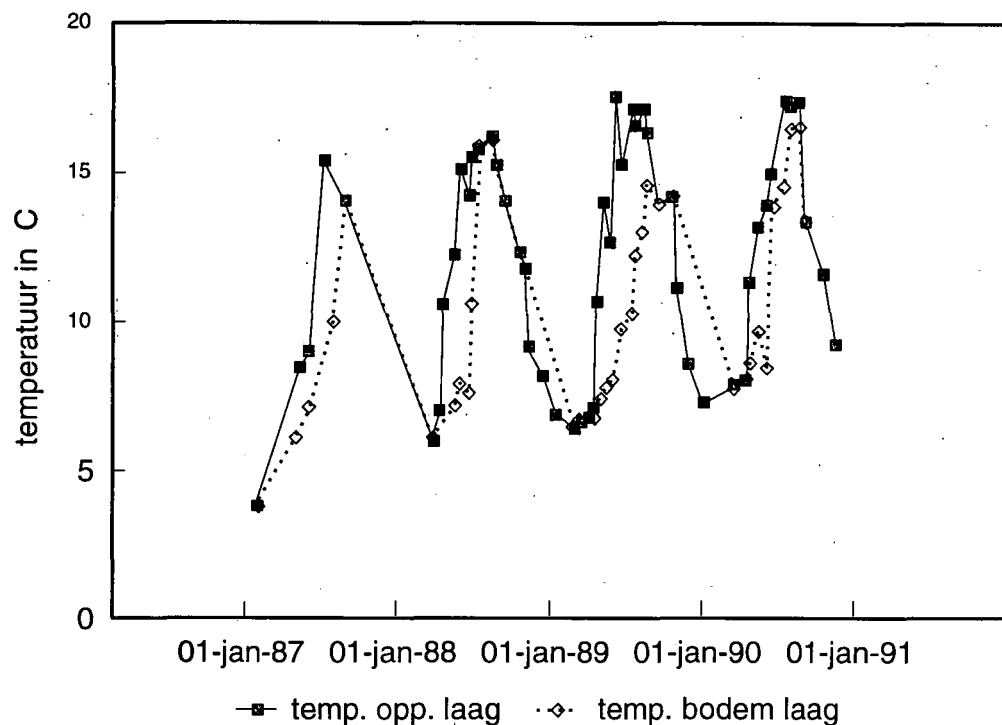


Figuur 2.5
De winter-concentraties van DIN en DIP (in micromol) in een strook van 70 km breed voor de Nederlandse kust in de periode 1975-1991; doorgetrokken lijn: oorspronkelijke metingen, onderbroken lijn: metingen gecorrigeerd voor verschillen in zoutgehalte, weergegeven voor zoutgehalte van 30 g/l.



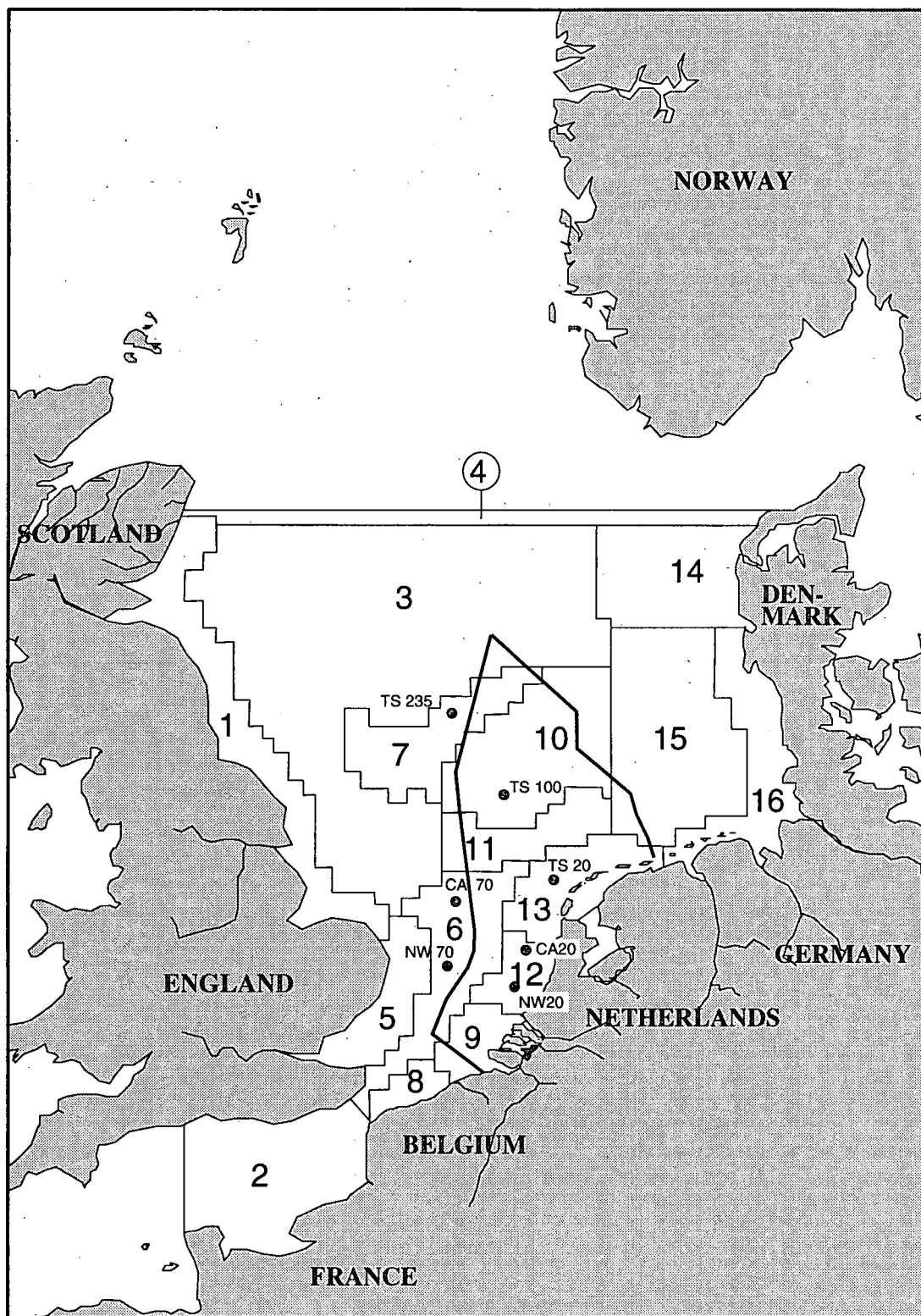
Figuur 2.6

Het seizoensverloop van de temperatuur en de zuurstofconcentratie in de bovenlaag en in de bodemlaag van de waterkolom op Terschelling-100 in 1987-1990 (mg/l) (Peeters et al., 1991)



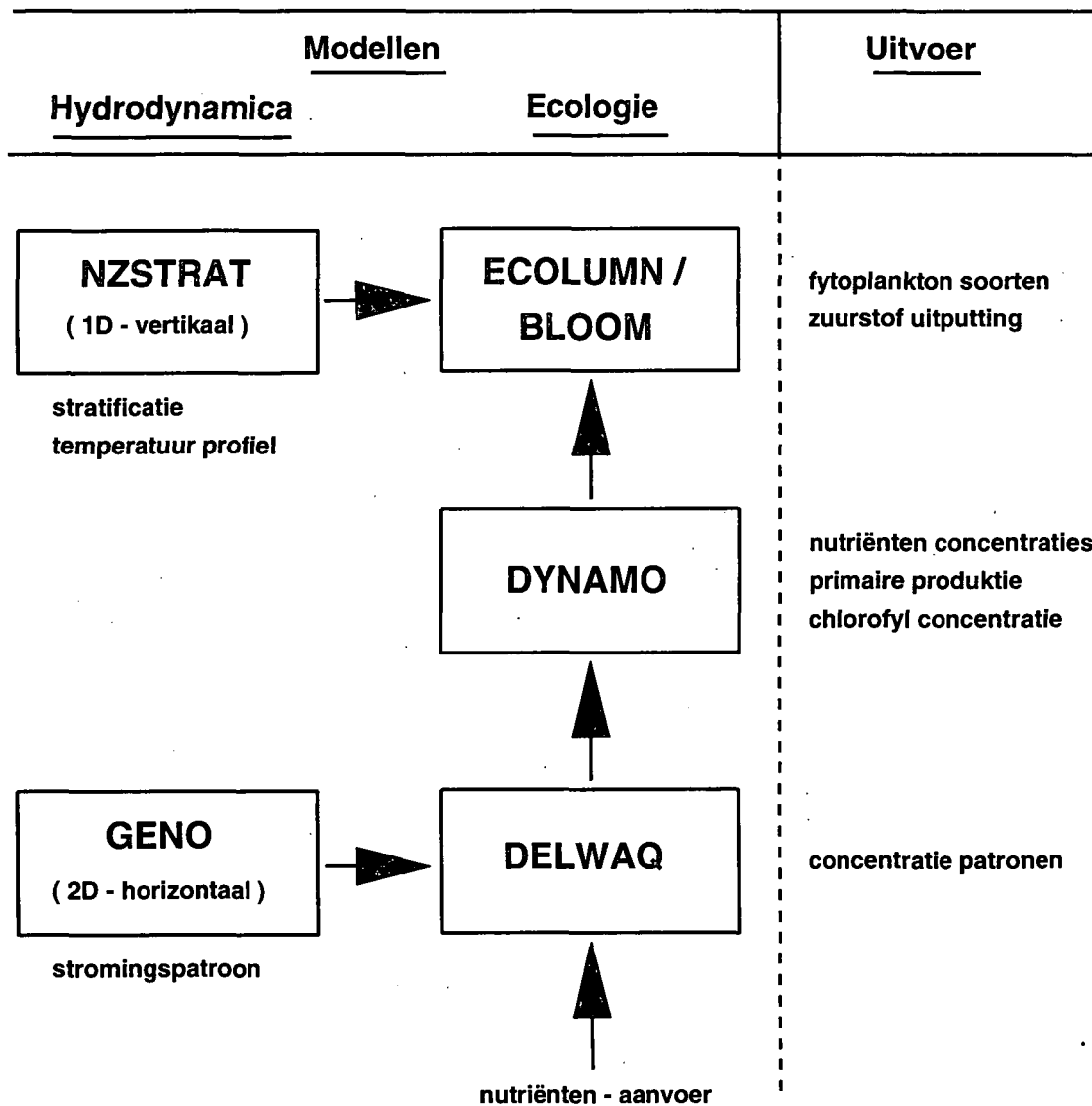
Figuur 3.1

Het zuidelijk deel van de Noordzee, waarin aangegeven de MANS deelgebieden, de specifieke locaties (zie tekst voor uitleg) en het Nederlands Continentaal Plat (NCP).



Figuur 3.2

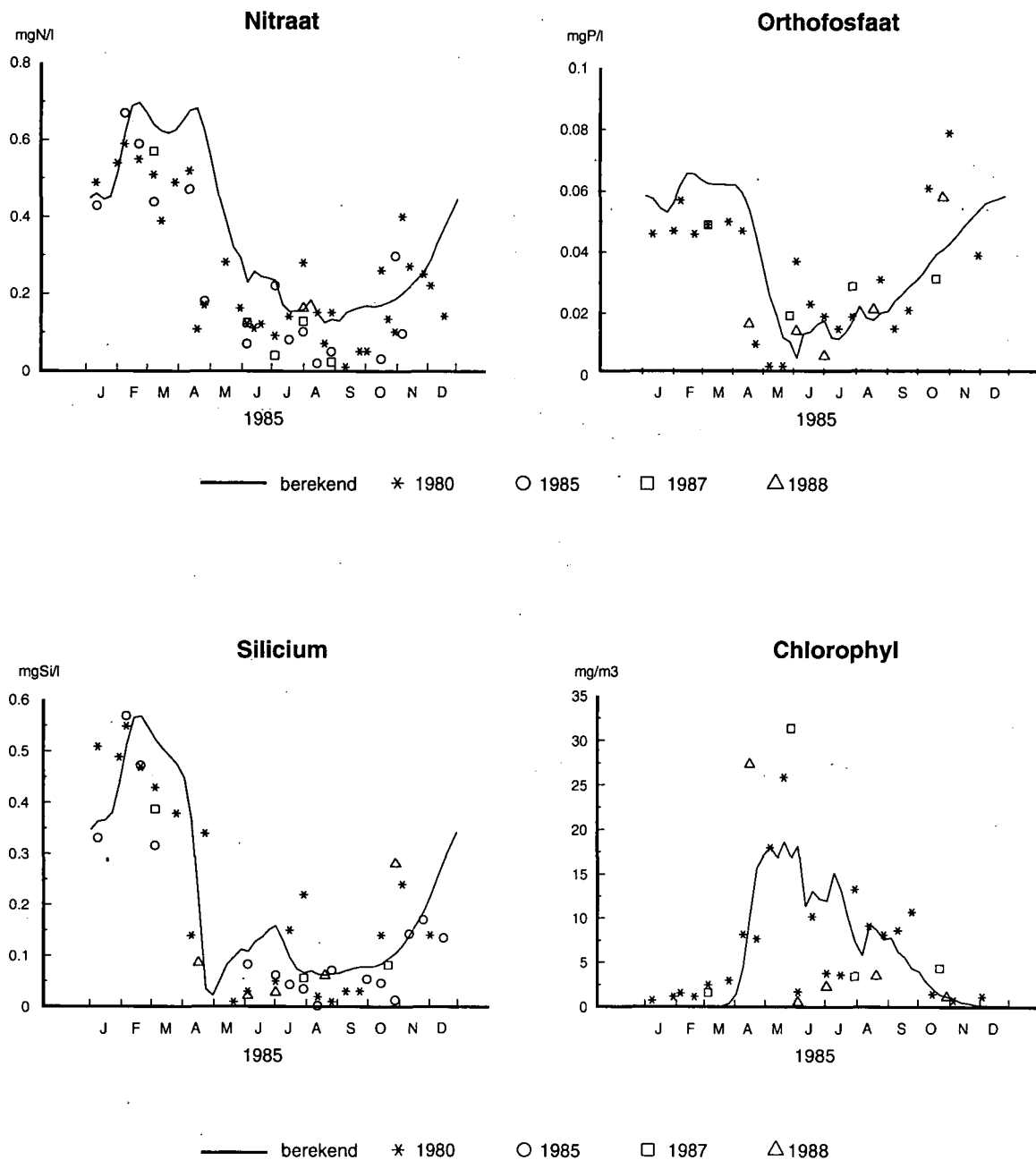
Overzicht van het modelinstrumentarium voor eutrofiëring van MANS.



Figuur 3.3

Calibratie resultaten van het model DYNAMO voor de locatie Noordwijk-20. De modelsimulatie (getrokken lijn) is gebaseerd op belastingen en meteorologie van 1985 en stromingspatroon behorend bij ZW-wind, 4.5 m/s: Ter vergelijking zijn alle uit de tachtiger jaren beschikbare meetgegevens weergegeven.

a - nitraat in mg/l, b - orthofosfaat in mg/l, c - opgelost silicium in mg/l en d - chlorofyl in mg/m³

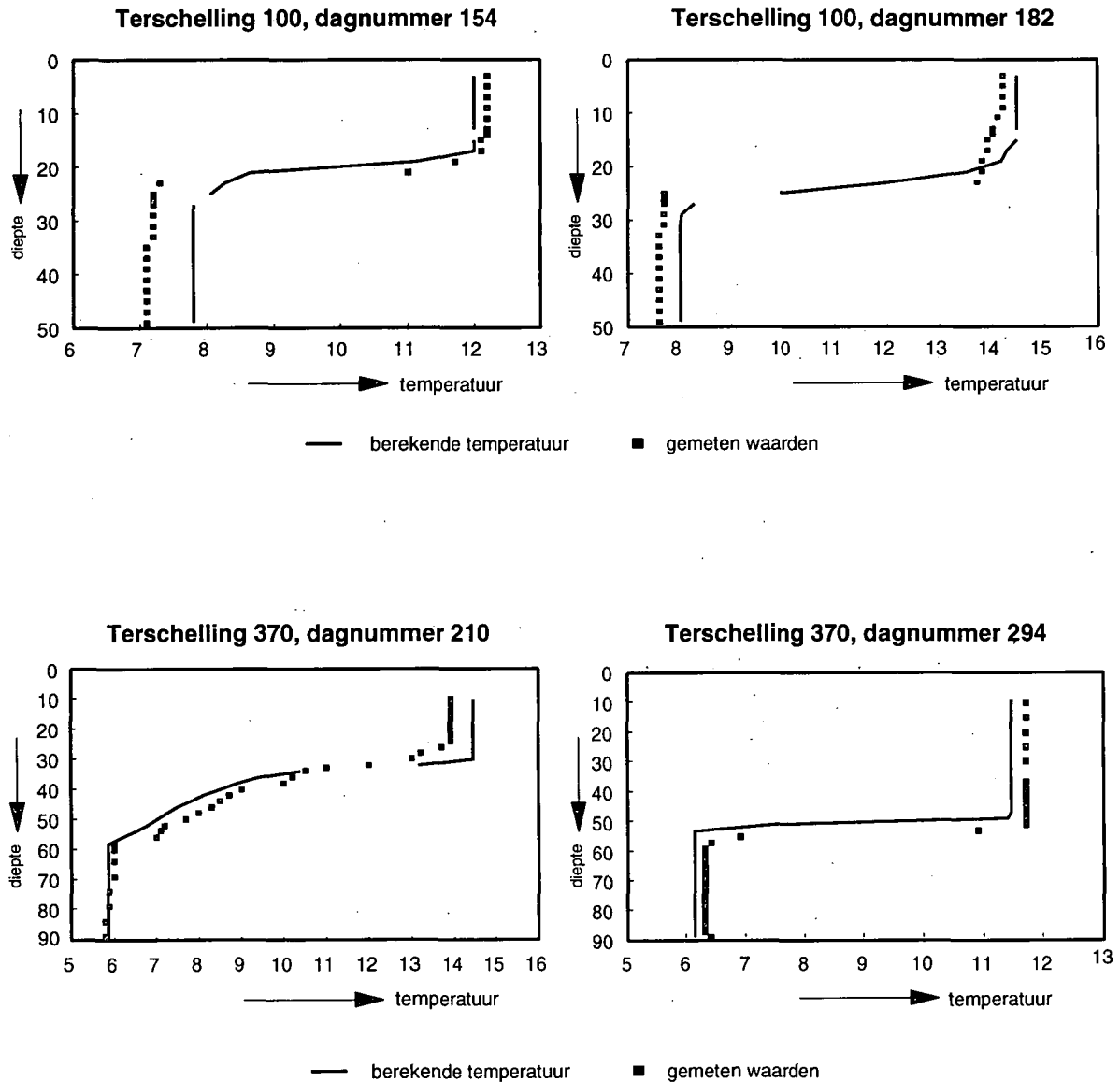


Figuur 3.4

Calibratie resultaten van het model NZSTRAT voor de locaties Terschelling-100 en Terschelling 370. De modelsimulatie (getrokken lijn) is gebaseerd op de meteorologie van 1988 (T-100) en 1987 (T-370). Voor twee dagen is het berekende en gemeten verticale temperatuurverloop weergegeven.

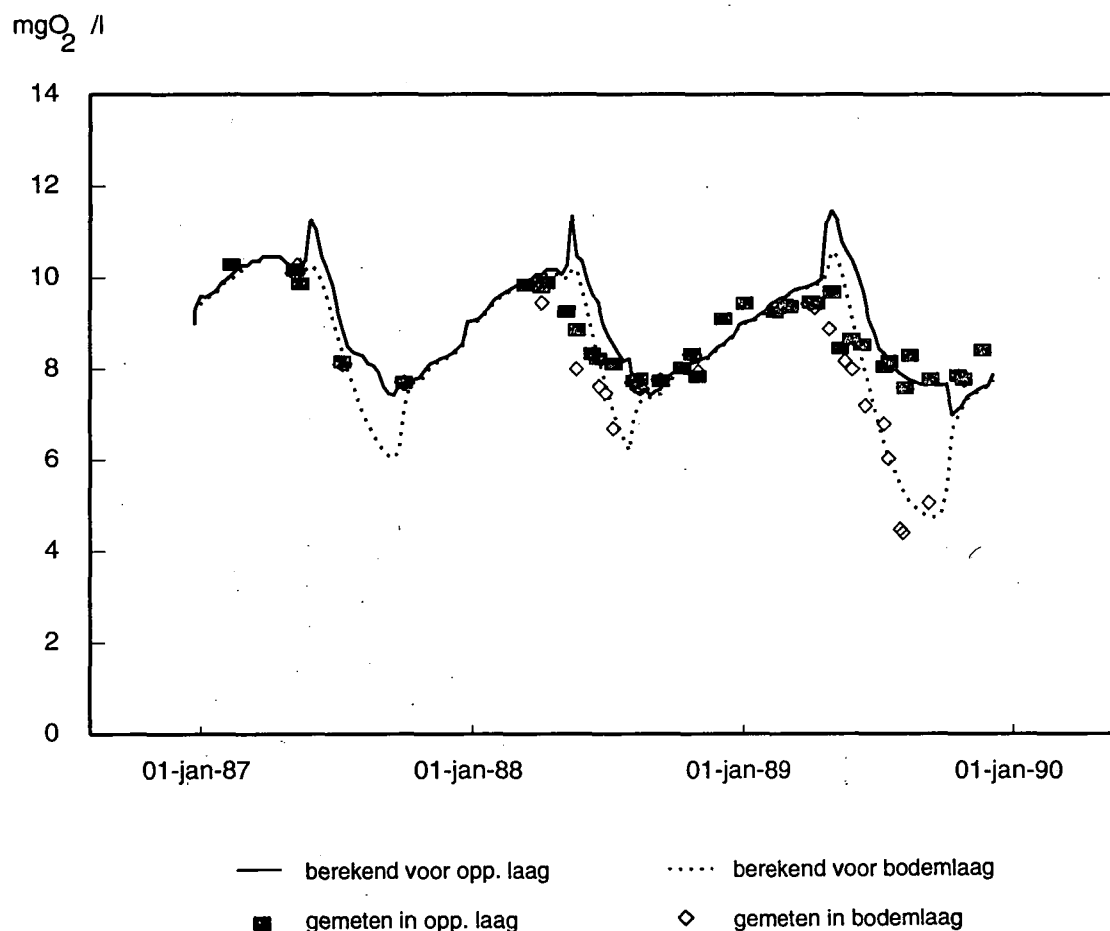
a - T-100 (begin juli, dag 154 en eind juli, dag 182)

b - T-370 (begin augustus, dag 210 en eind oktober, dag 295)



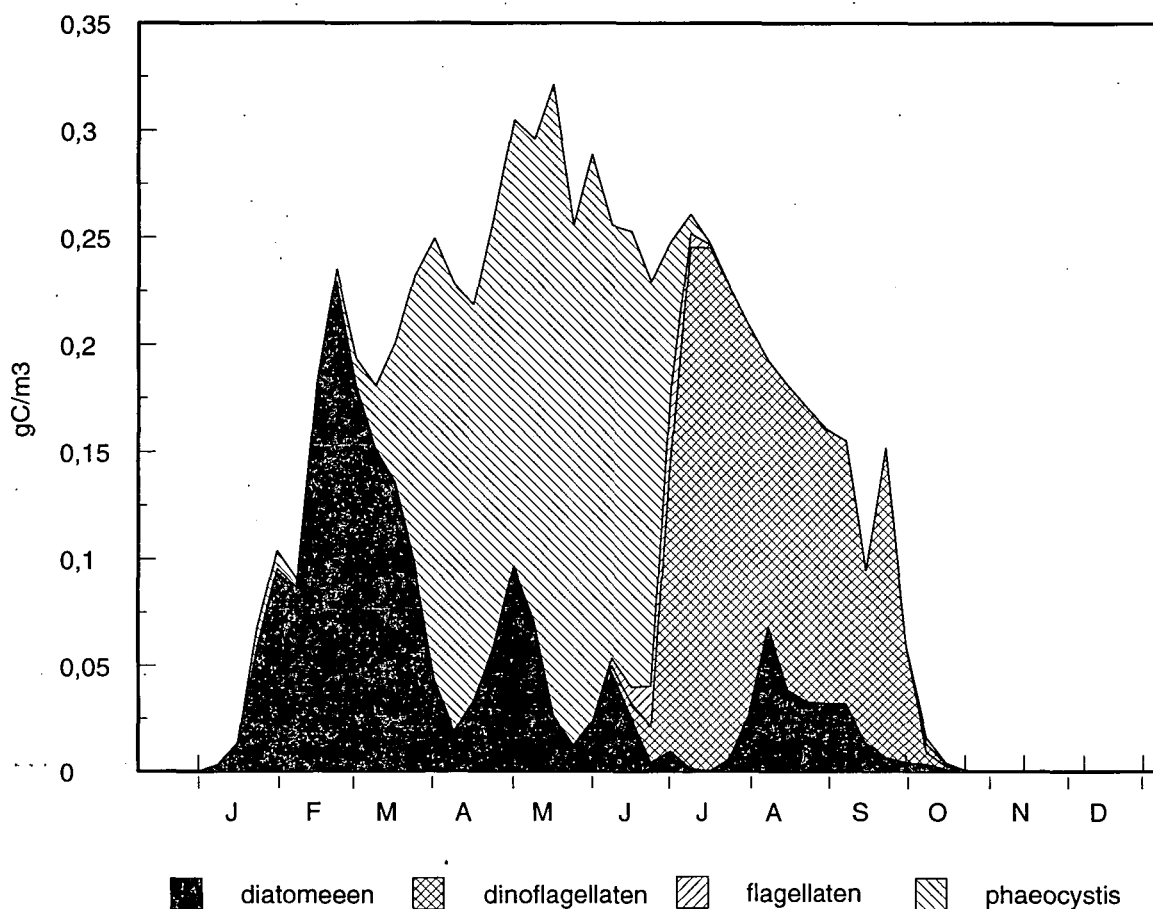
Figuur 3.5

Calibratie resultaat van het model ECOLOMN-BLOOM voor de locatie Terschelling-100. Voor de jaren 1987-1989 is het berekende en gemeten seizoensverloop van de zuurstof concentratie in boven- en bodemlaag weergegeven. De modelsimulatie is gebaseerd op belastingen en meteorologie van deze jaren, de voor deze jaren berekende stratificatie (zie figuur 3.4 en 4.2) en horizontaal transport volgens het stromingspatroon behorend bij ZW-wind, 4.5 m/s.



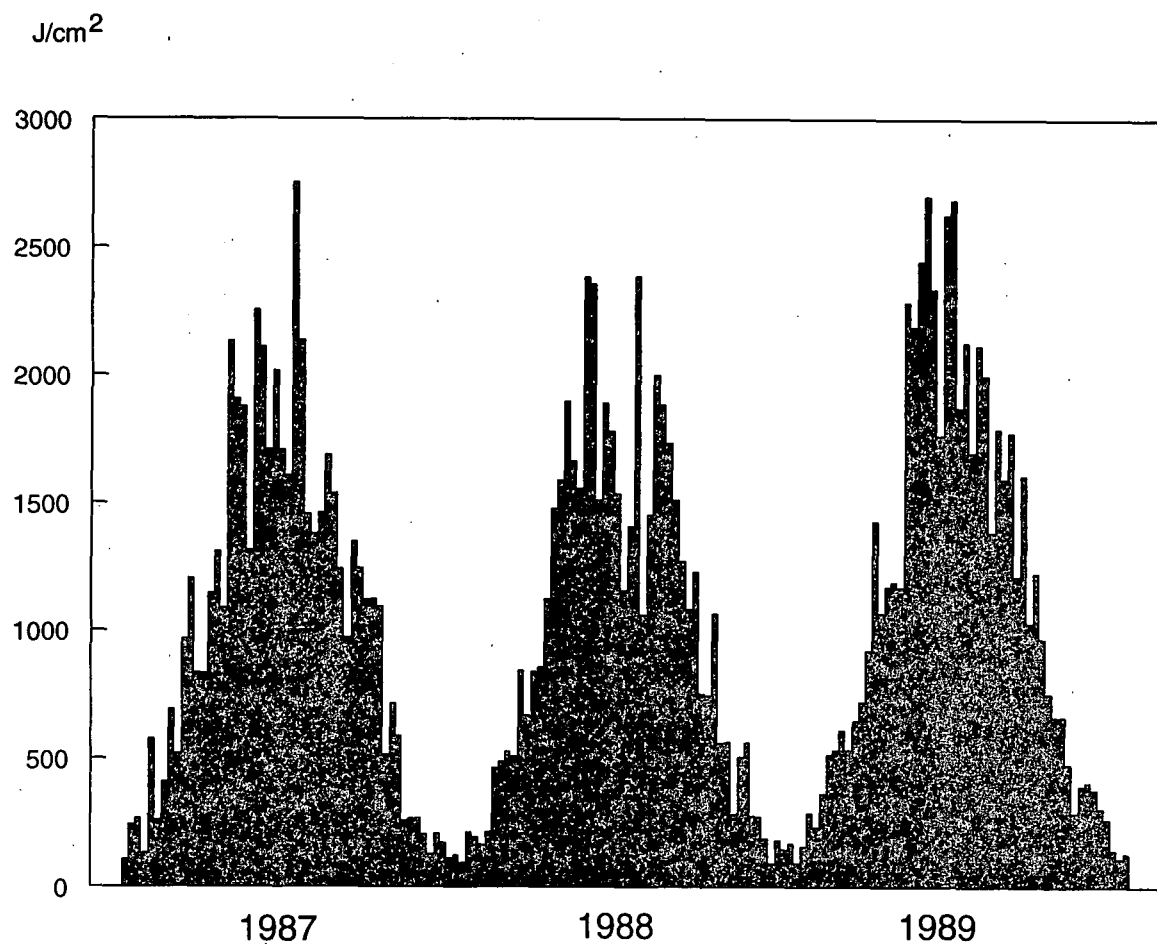
Figuur 3.6

Met het model ECOLUMN-BLOOM berekende soortensamenstelling van fytoplankton voor de locatie Noordwijk-70. De modelsimulatie (getrokken lijn) is gebaseerd op belastingen en meteorologie van 1985 en stormingspatroon behorend bij ZW-wind, 4,5 m/s.



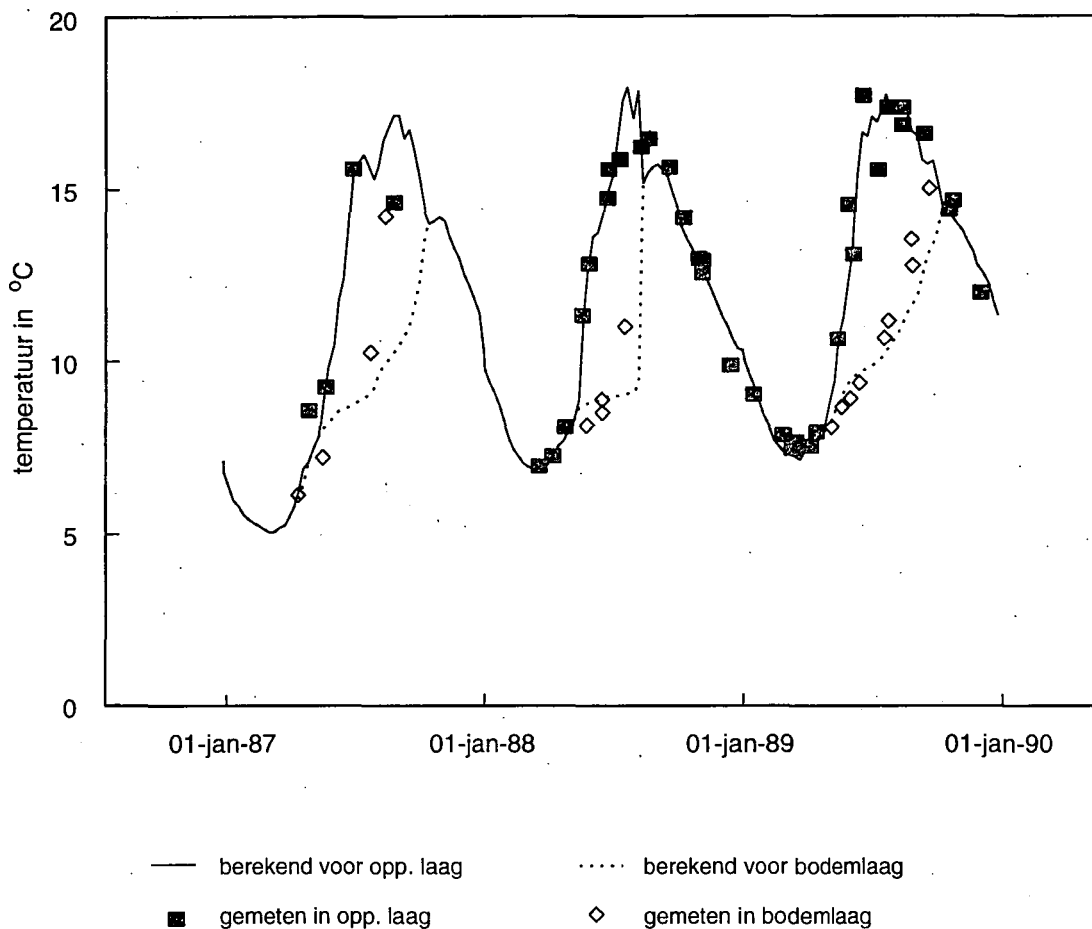
Figuur 4.1

Instraling gemeten bij De Kooy (Texel) in de jaren 1987, 1988 en 1989 (zevendeaags gemiddelde waarden in J/cm²).



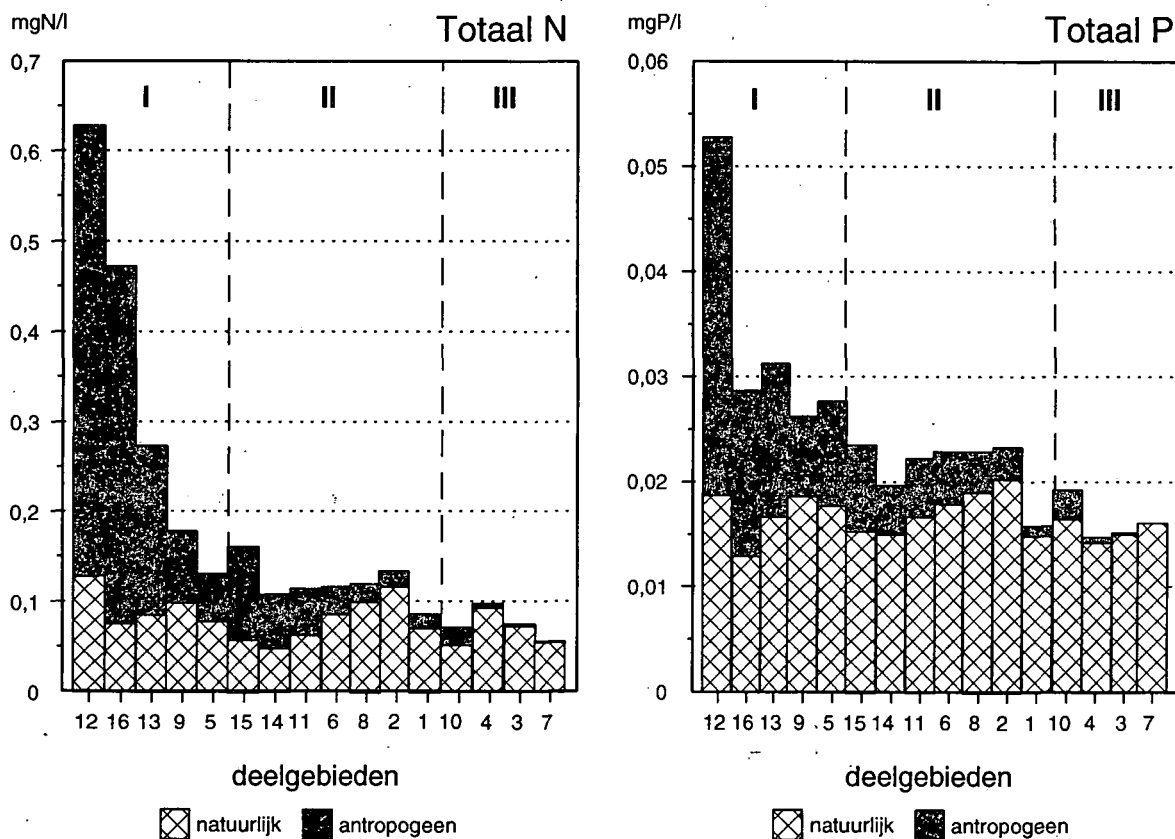
Figuur 4.2

Het temperatuurverloop van boven- en bodemlaag (in °C) op de locatie Terschelling-100 in de jaren 1987, 1988, en 1989, volgens waarnemingen en berekend met NZSTRAT.



Figuur 5.1

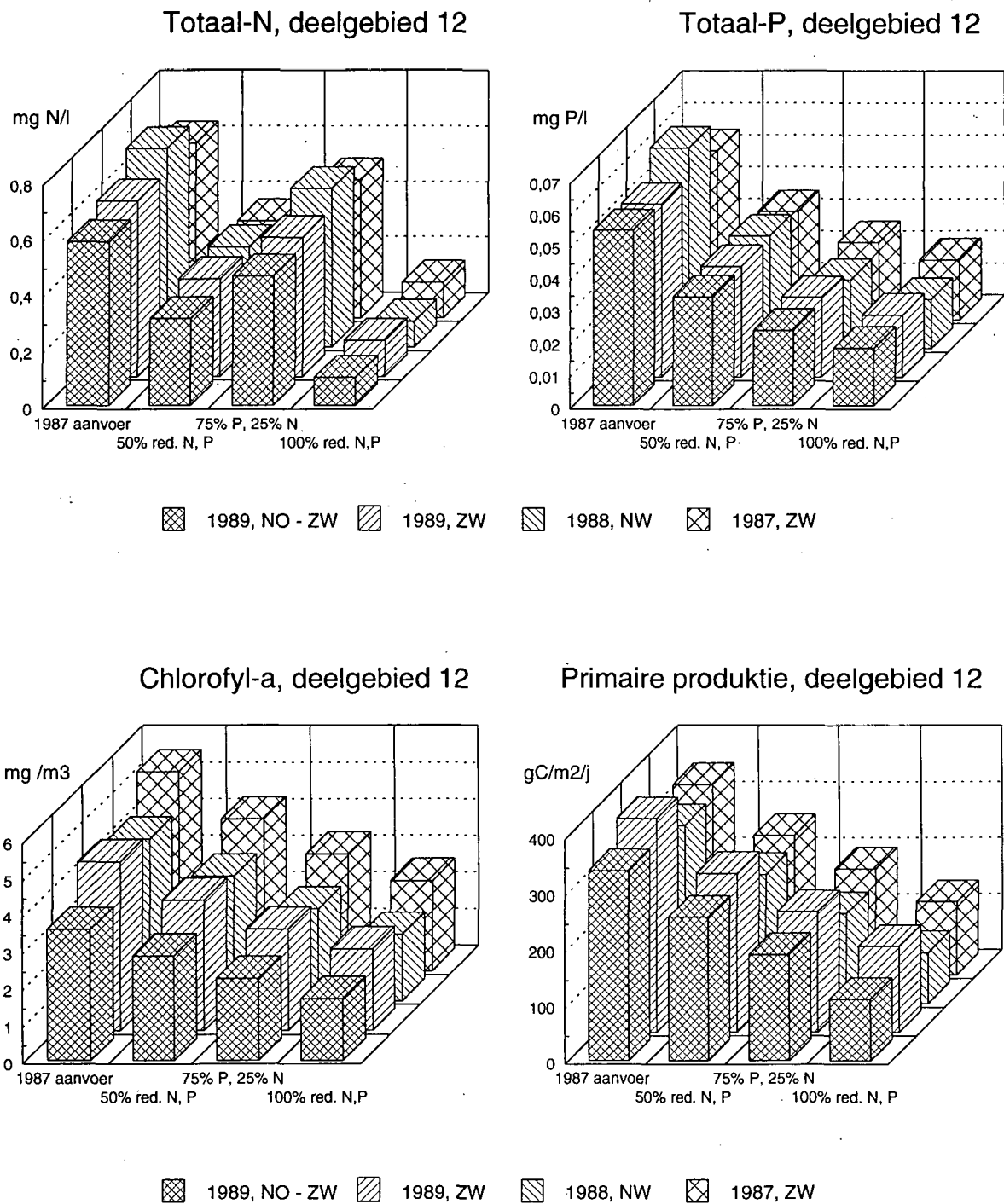
De antropogene fracties van de jaargemiddelde concentraties van totaal-N en Totaal-P in de verschillende deelgebieden van de zuidelijke Noordzee in de huidige situatie (belastingen en meteorologie 1987, stromingspatroon behorend bij ZW-wind, 4,5 m/s). De deelgebieden zijn gerangschikt naar afnemende antropogene invloed.



Figuur 5.2a

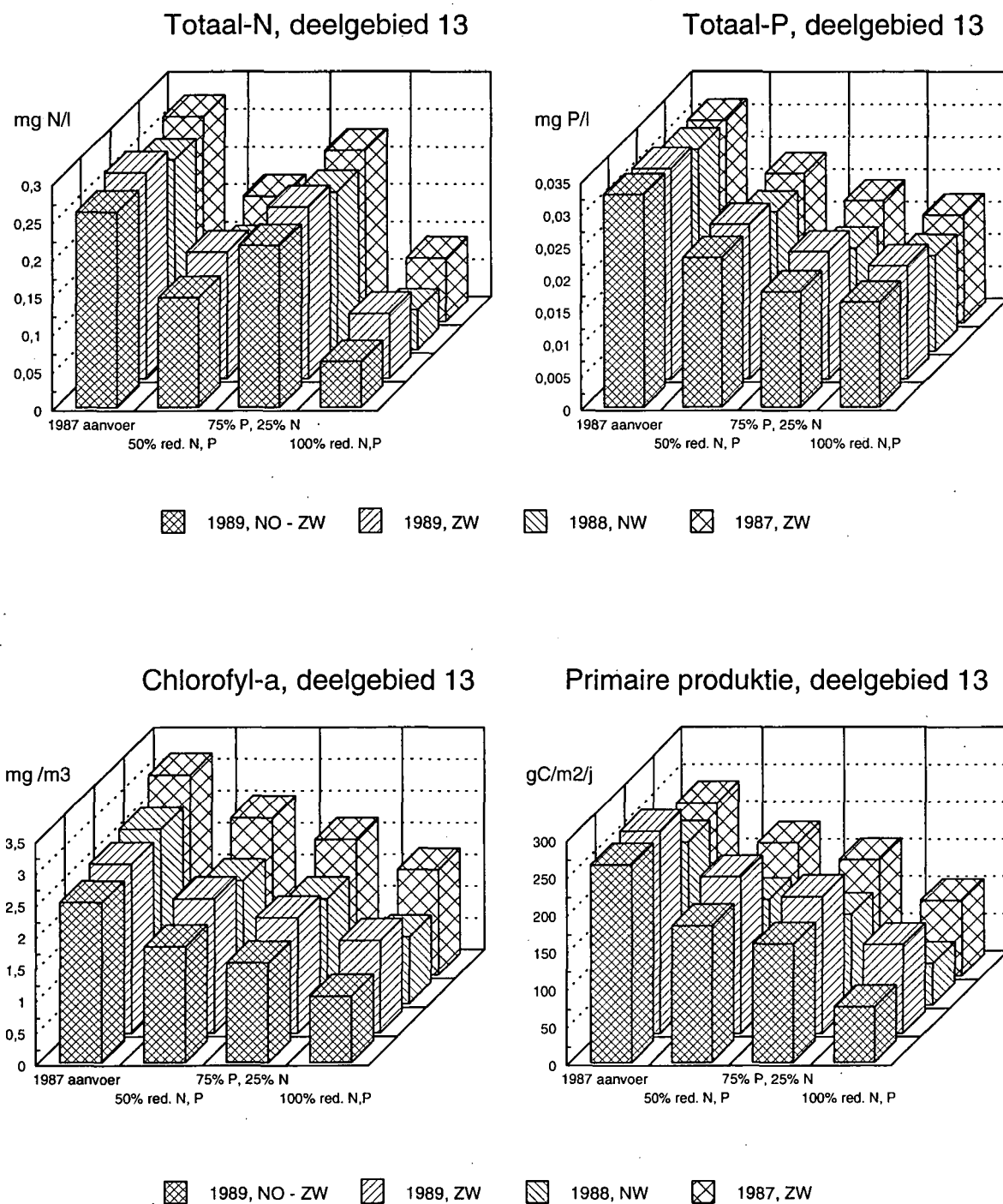
Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen in het Nederlandse en Duitse kustgebied (deelgebieden 12, 13, 16).

a - deelgebied 12, totaal-N, totaal-P, chlorofyl, primaire produktie



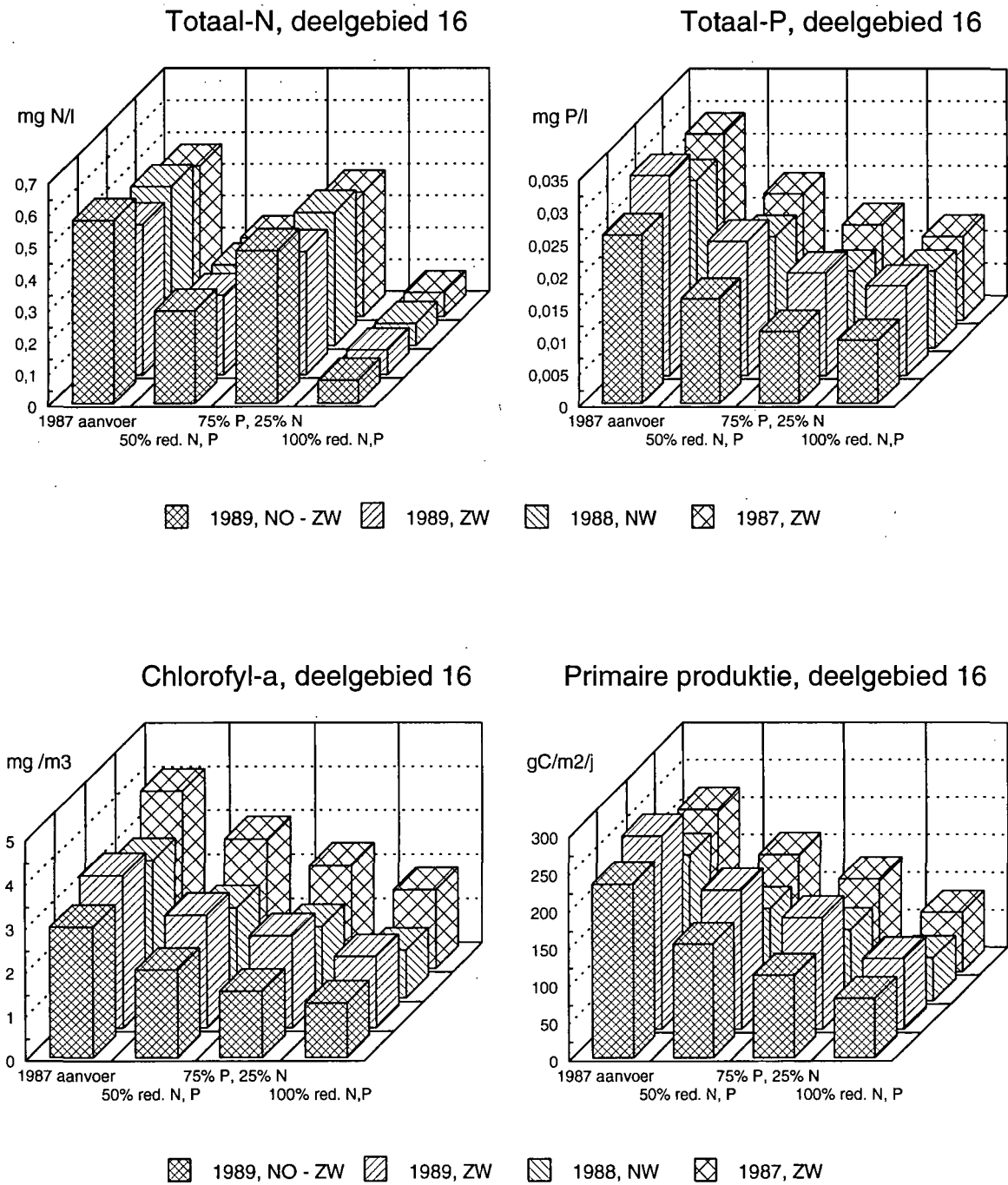
Figuur 5.2b

Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen in het Nederlandse en Duitse kustgebied (deelgebieden 12, 13, 16).
b - deelgebied 13, totaal-N, totaal-P, chlorofyl, primaire produktie.



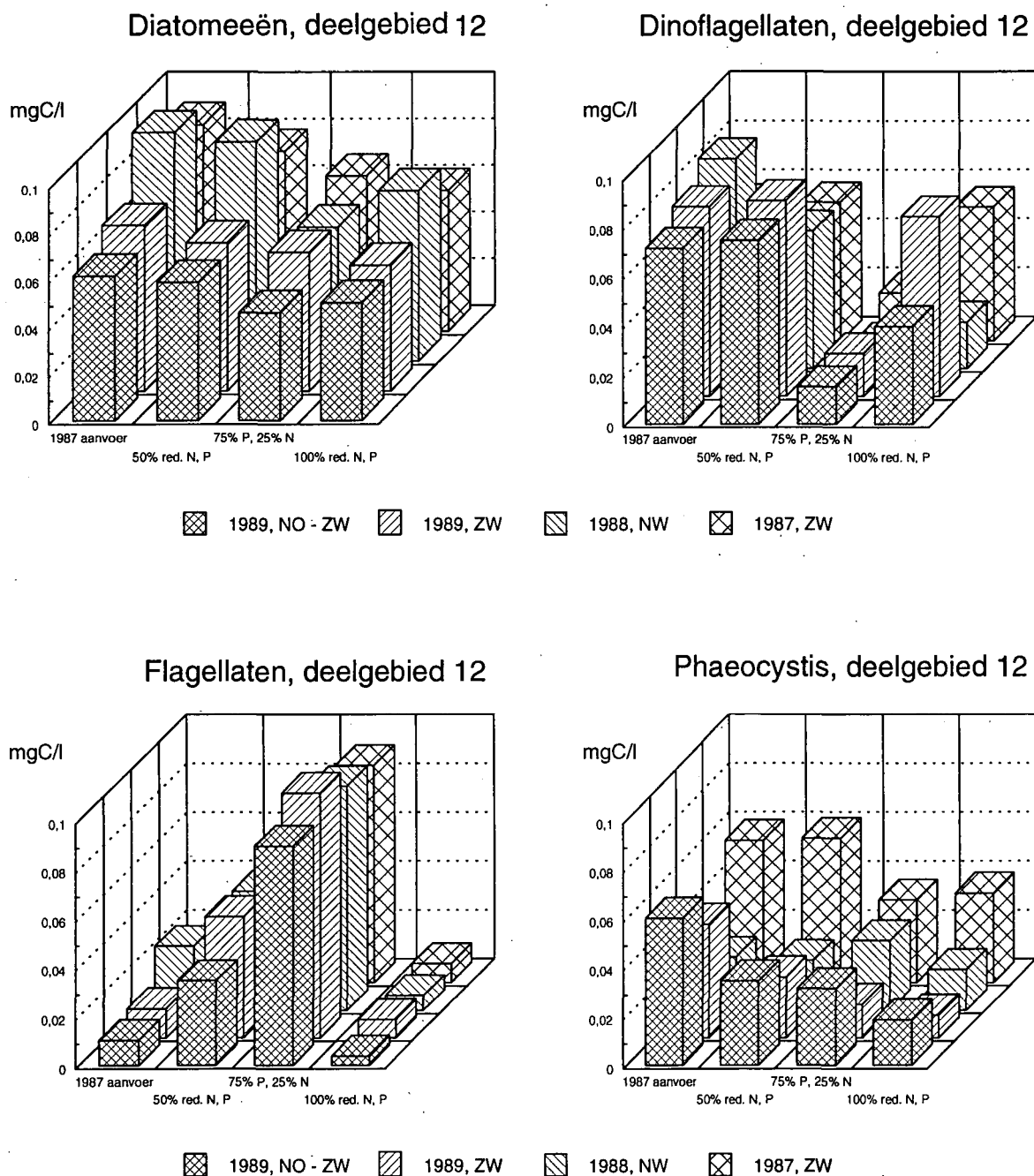
Figuur 5.2c

Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen in het Nederlandse en Duitse kustgebied (deelgebieden 12, 13, 16).
c - deelgebied 16, totaal-N, totaal-P, chlorofyl, primaire produktie



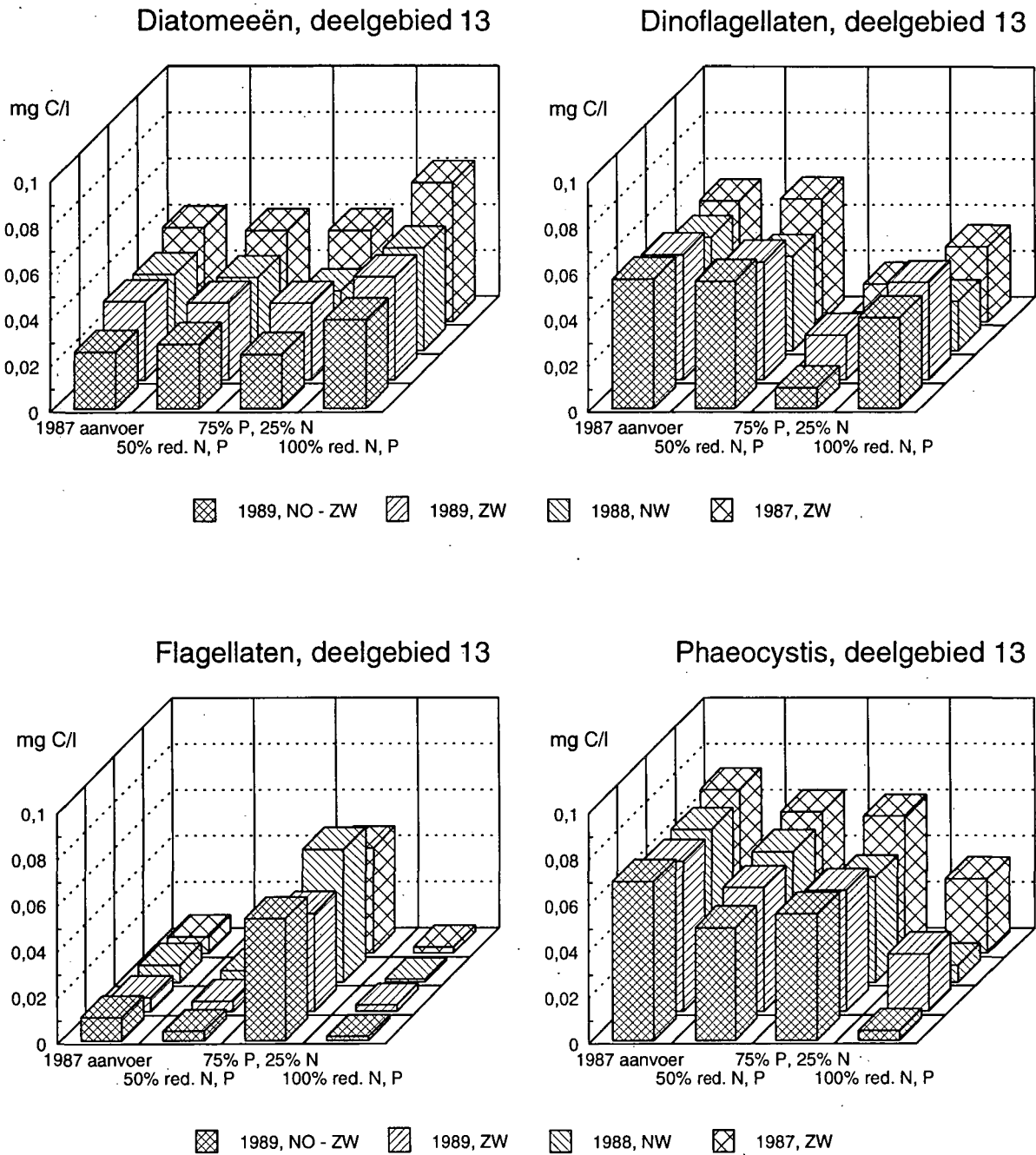
Figuur 5.2d

Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen in het Nederlandse en Duitse kustgebied (deelgebieden 12, 13, 16).
d - deelgebied 12, soortensamenstelling fytoplankton



Figuur 5.2e

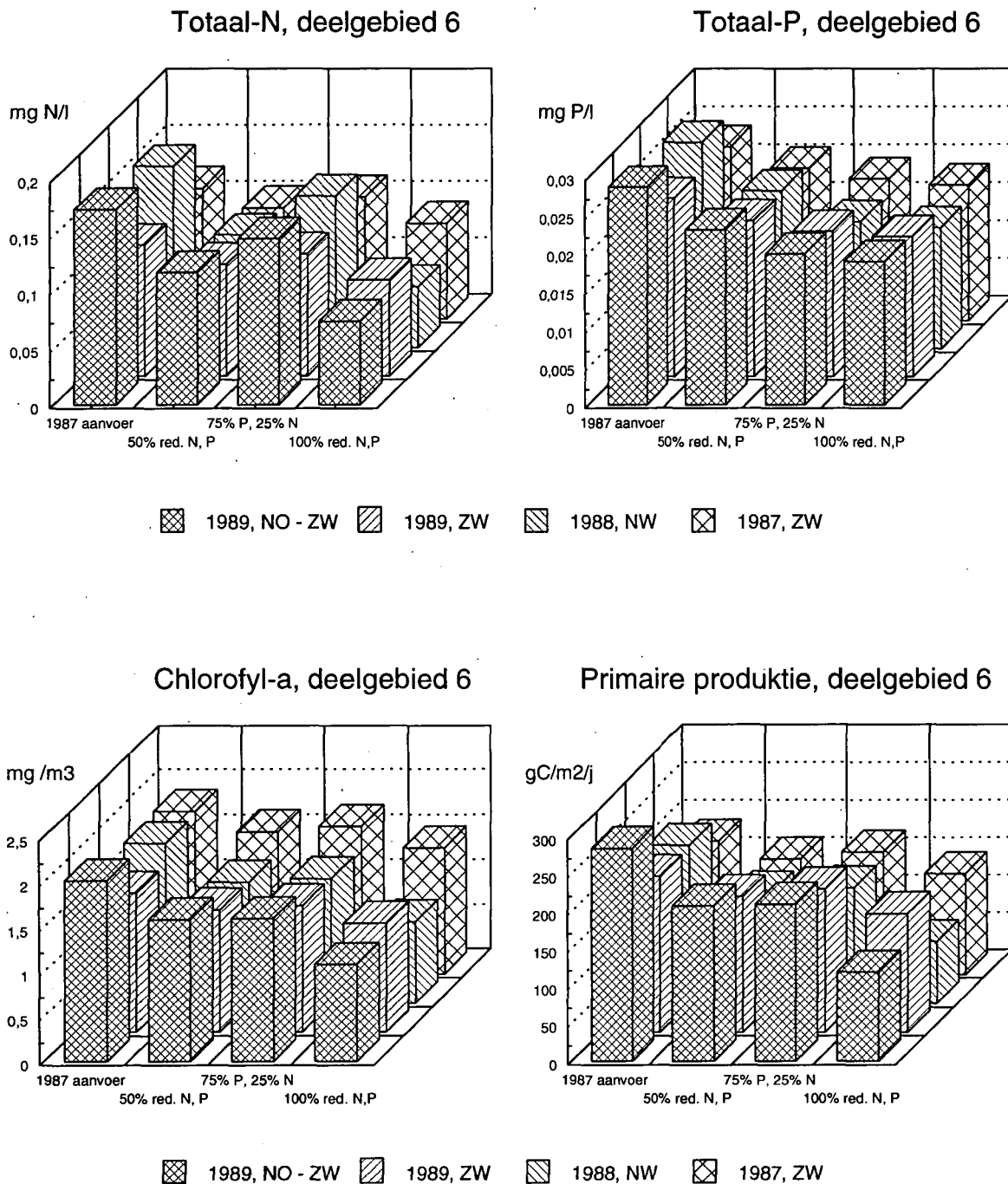
Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen in het Nederlandse en Duitse kustgebied (deelgebieden 12, 13, 16).
e - deelgebied 13, soortensamenstelling fytoplankton



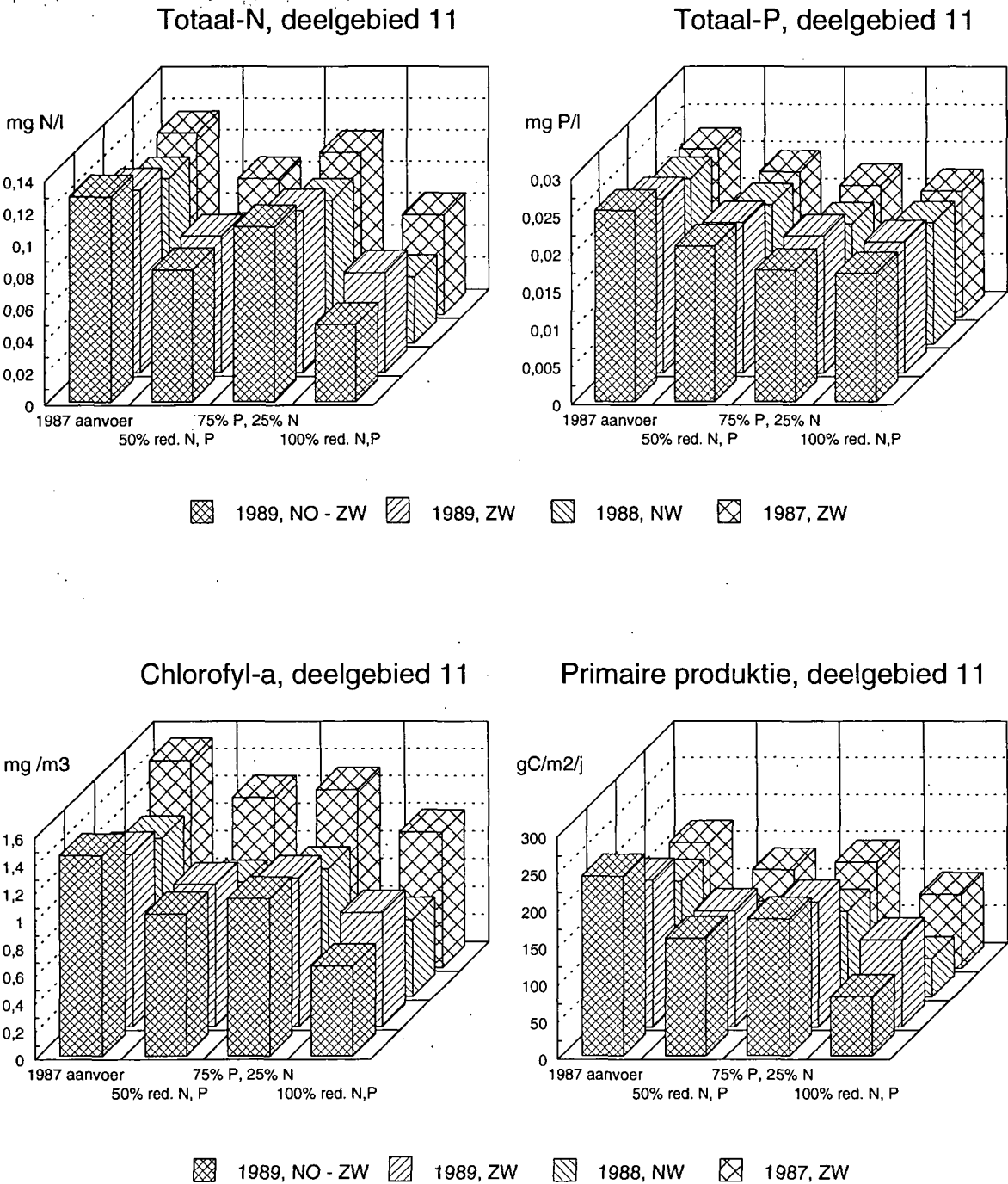
Figuur 5.3a

Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen in het midden van de Zuidelijke bocht en het Friese Front (deelgebieden 6, 11).

a - deelgebied 6, totaal-N, totaal-P, chlorofyl, primaire produktie



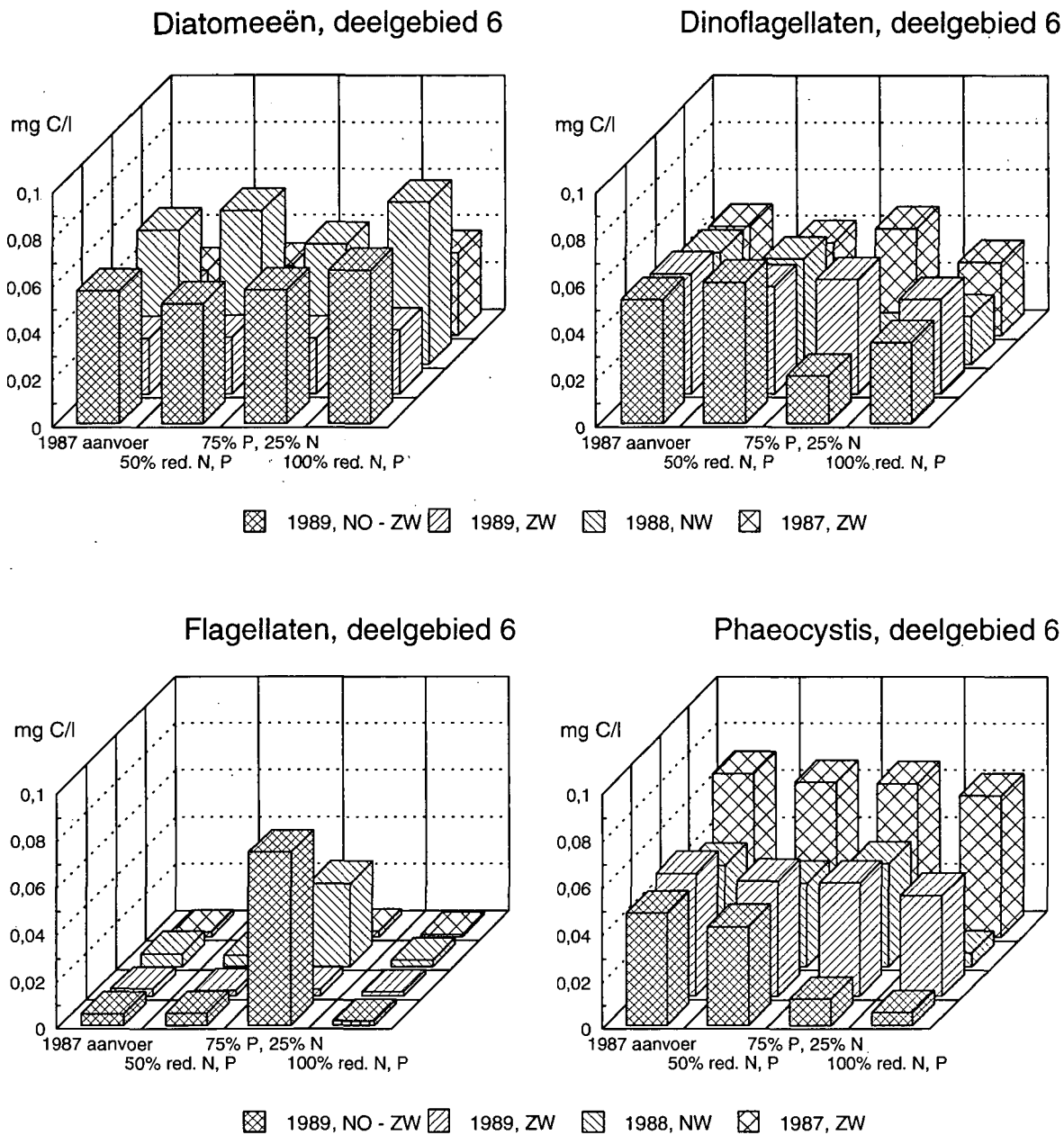
Figuur 5.3b
Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen in het midden van de Zuidelijke bocht en het Friese Front (deelgebieden 6, 11).
b - deelgebied 11, totaal-N, totaal-P, chlorofyl, primaire productie



Figuur 5.3c

Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen in het midden van de Zuidelijke bocht en het Friese Front (deelgebieden 6,11).

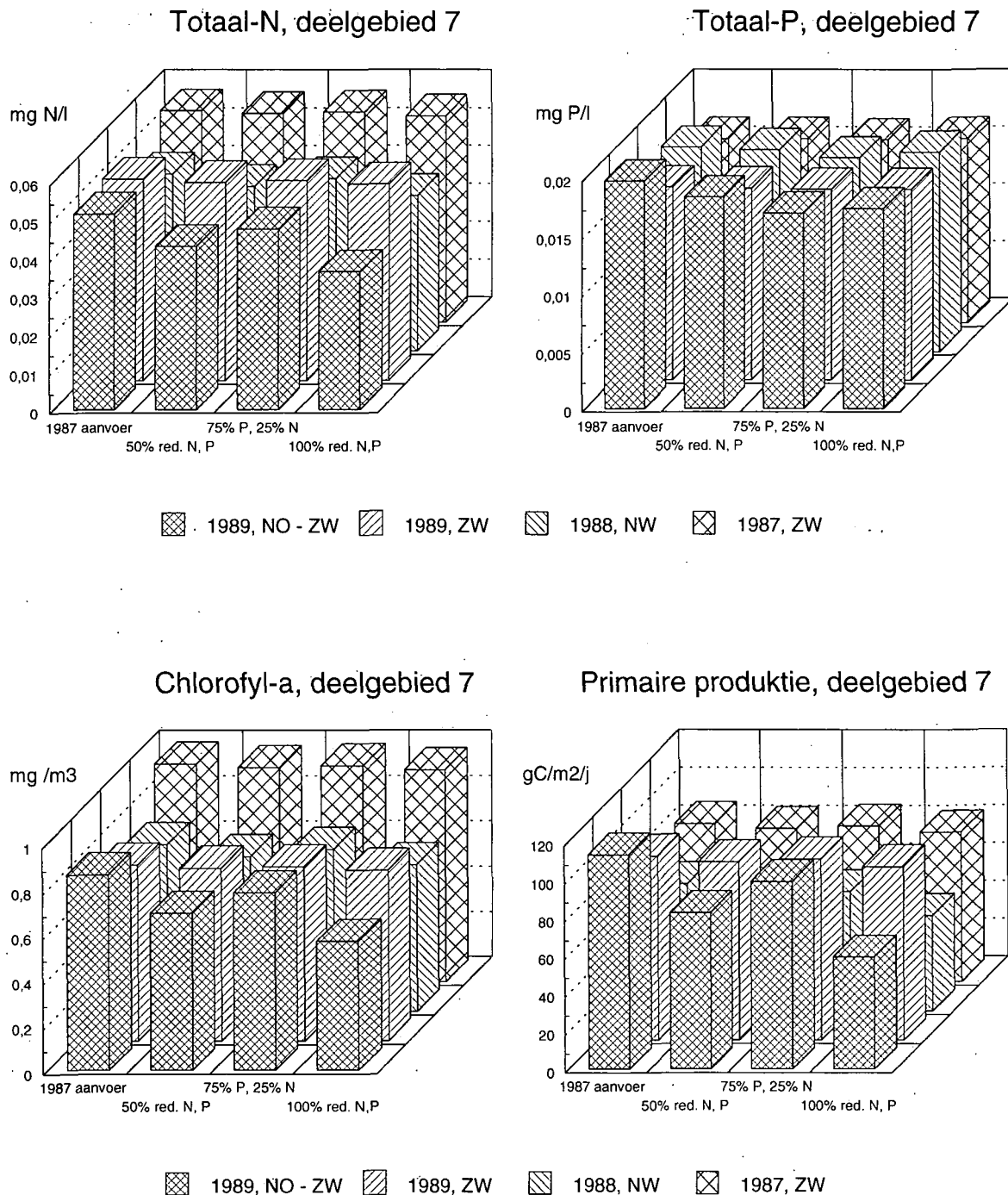
c - deelgebied 6, soortensamenstelling fytoplankton



Figuur 5.4a

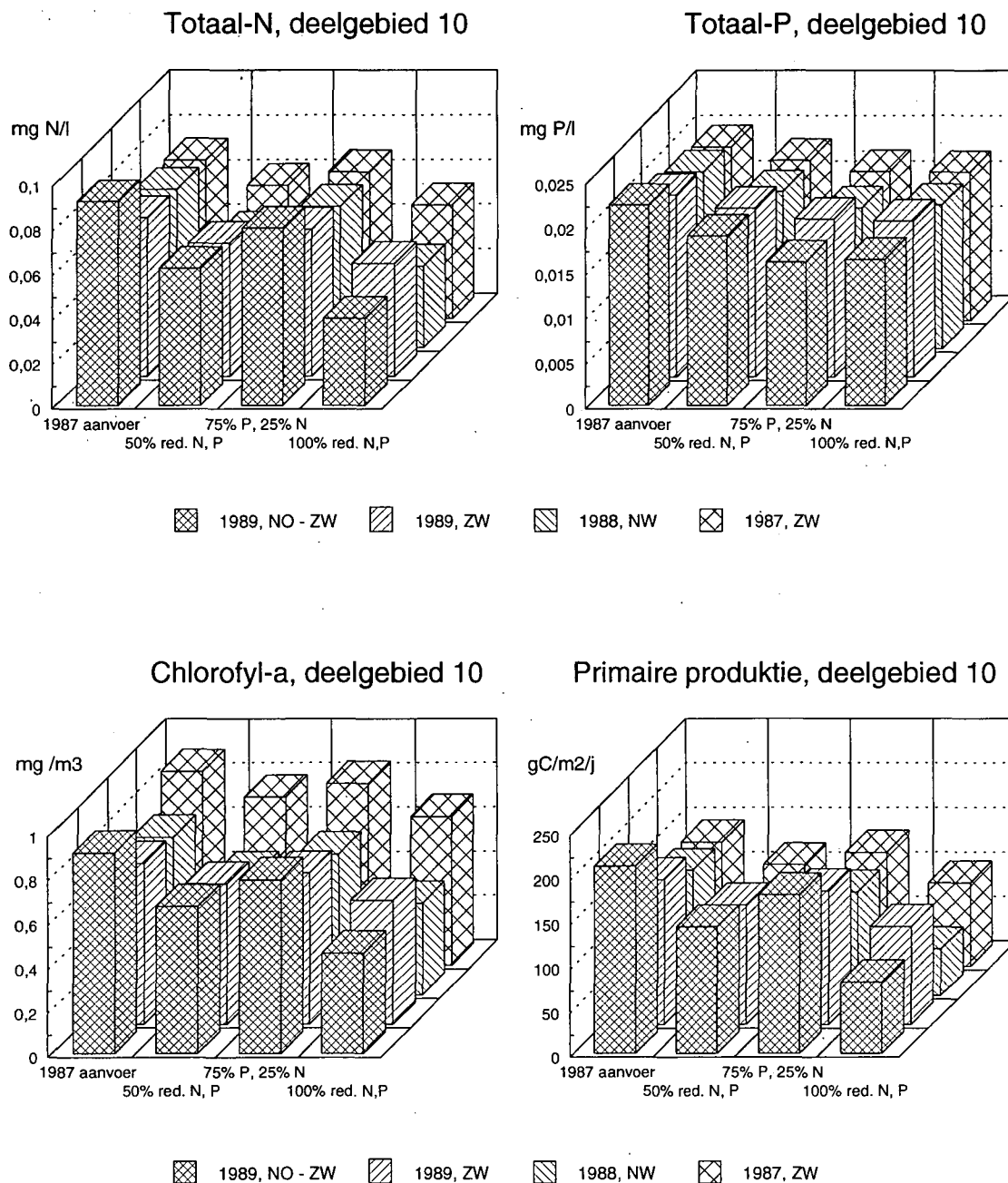
Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen op de Oestergronden en de Doggersbank (deelgebieden 10, 7).

a - deelgebied 7, totaal-N, totaal-P, chlorofyl, primaire productie



Figuur 5.4b

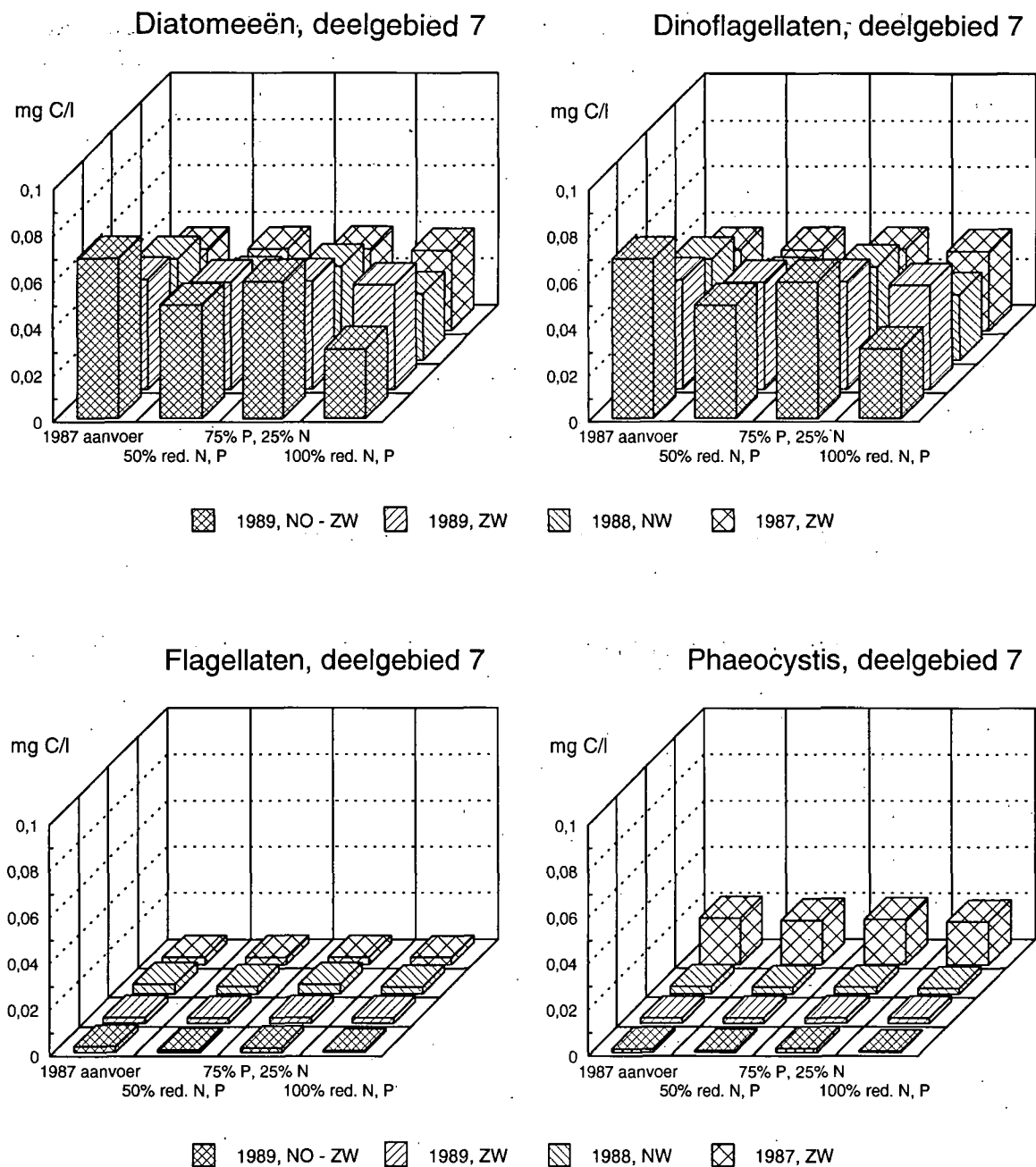
Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen op de Oestergronden en de Doggersbank (deelgebieden 10, 7).
b - deelgebied 10, totaal-N, totaal-P, chlorofyl, primaire productie



Figuur 5.4c

Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen op de Oestergronden en de Doggersbank (deelgebieden 10, 7).

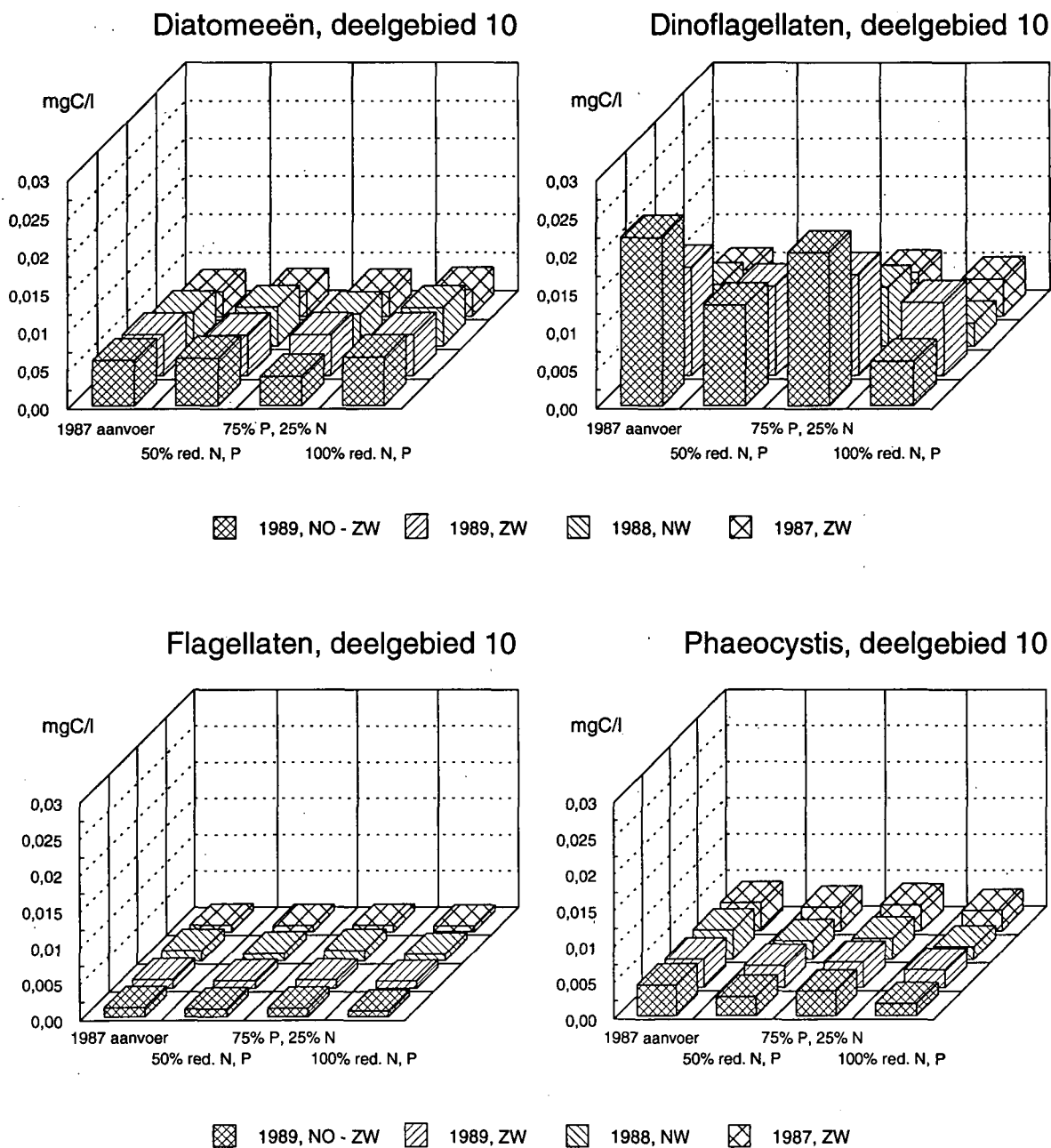
c - deelgebied 7, soortensamenstelling fytoplankton



Figuur 5.4d

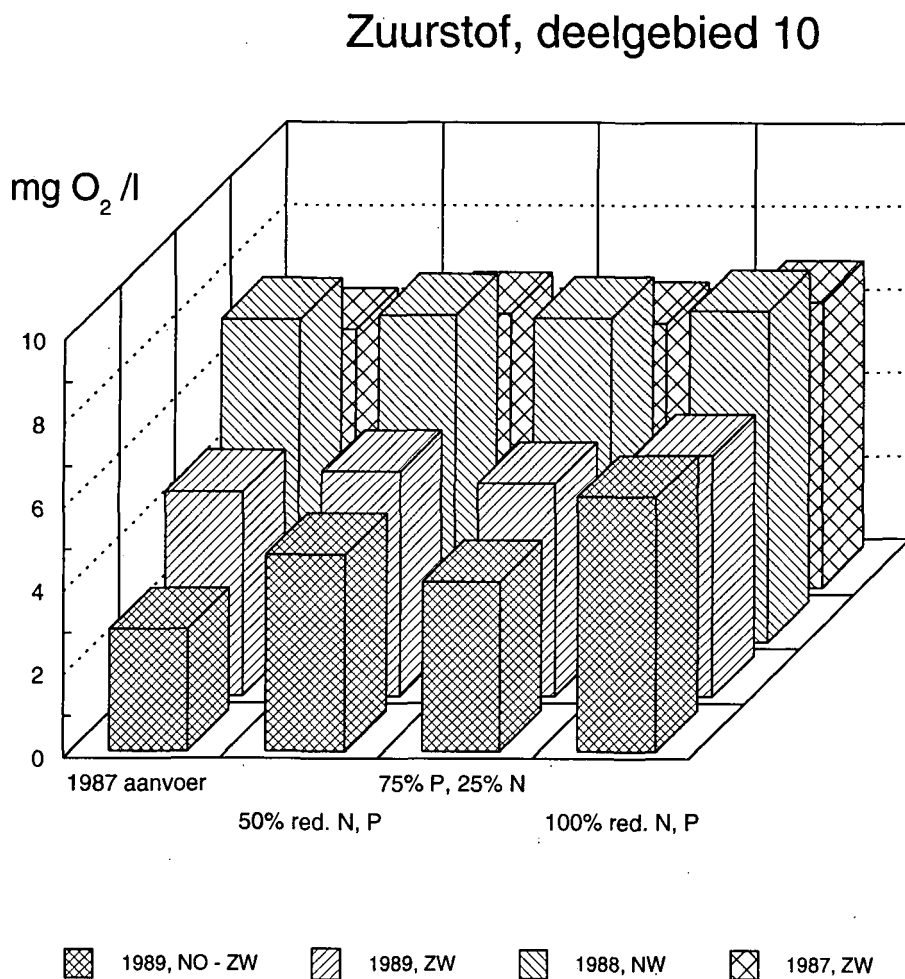
Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen op de Oestergronden en de Doggersbank (deelgebieden 10, 7).

d - deelgebied 10, soortensamenstelling fytoplankton



Figuur 5.4e

Natuurlijke variatie en milieurendement van maatregelen op de Oestergronden en de Doggersbank (deelgebieden 10, 7).
e - deelgebied 10, zuurstofconcentratie bodemlaag



BIJLAGE 1. Overzicht van gebruikte invoergegevens

B1.1. Debieten en vrachten N. Atlantische rand en Kanaalrand

De onderstaande tabellen geven de debieten en de bijbehorende vrachten van stoffen voor de noordrand en de zuidrand van de DYNAMO schematisatie in de huidige situatie. De gegevens zijn weergegeven voor vijf reststroomvelden waarvan er vier in de weerscenario's van de risico-analyse zijn gebruikt:

- ZW-wind, 4.5 m/s
- NW-wind, 4.5 m/s
- NO-wind, 4.5 m/s
- ZO-wind, 4.5 m/s
- geen wind

WINDRICHTING : ZW WINDSNELHEID: 4.5 M/S

Debieten:

N. ATL.RAND 234007. M³/S

KANAAL RAND 158266. M³/S

Vrachten:

STOFNAAM	KILOTON/JAAR	STOFNAAM	KILOTON/JAAR
NH4-N	36.80	NH4-N	139.61
NO3-N	735.94	NO3-N	357.37
DETN	89.58	DETN	243.29
PO4-P	73.59	PO4-N	73.19
DETP	31.37	DETP	48.69
SI	367.97	SI	446.97
DETSI	367.97	DETSI	262.22
TOTAL N	862.32	TOTAL N	740.28
TOTAL P	104.96	TOTAL P	121.88
TOTAL SI	735.94	TOTAL SI	709.18

WINDRICHTING : NW WINDSNELHEID: 4.5 M/S

Debieten:

N. ATL. RAND 174918. M³/S

KANAAL RAND 80584. M³/S

Vrachten:

STOFNAAM	KILOTON/JAAR	STOFNAAM	KILOTON/JAAR
NH4-N	27.51	NH4-N	71.09
NO3-N	550.11	NO3-N	181.96
DETN	66.96	DETN	123.88
PO4-P	55.01	PO4-P	37.27
DETP	23.45	DETP	24.79
SI	275.06	SI	227.58
DETSI	275.06	DETSI	133.51
TOTAL N	644.57	TOTAL N	376.93
TOTAL P	78.46	TOTAL P	62.06
TOTAL SI	550.11	TOTAL SI	361.09

WINDRICHTING : NO

WINDSNELHEID: 4.5 M/S

Debieten:

N. ATL.RAND 160515. M³/SKANAAL RAND 68722. M³/S

Vrachten:

STOFNAAM	KILOTON/JAAR	STOFNAAM	KILOTON/JAAR
NH4-N	25.24	NH4-N	60.62
NO3-N	504.81	NO3-N	155.18
DETN	61.44	DETN	105.64
PO4-P	50.48	PO4-P	31.78
DETP	21.52	DETP	21.14
SI	252.41	SI	194.08
DETSI	252.41	DETSI	113.86
TOTAL N	591.50	TOTAL N	321.44
TOTAL P	72.00	TOTAL P	52.92
TOTAL SI	504.81	TOTAL SI	307.94

WINDRICHTING : ZO WINDSNELHEID: 4.5 M/S

Debieten:

N. ATL.RAND 101684. M³/SKANAAL RAND 138393. M³/S

Vrachten:

STOFNAAM	KILOTON/JAAR	STOFNAAM	KILOTON/JAAR
NH4-N	15.99	NH4-N	122.08
NO3-N	319.79	NO3-N	312.50
DETN	38.92	DETN	212.74
PO4-P	31.98	PO4-P	64.00
DETP	13.63	DETP	42.58
SI	159.90	SI	390.84
DETSI	159.90	DETSI	229.29
TOTAL N	374.71	TOTAL N	647.32
TOTAL P	45.61	TOTAL P	106.58
TOTAL SI	319.79	TOTAL SI	620.13

GEEN WIND

Debieten:

N. ATL.RAND 59943. M³/SKANAAL RAND 113619. M³/S

Vrachten:

STOFNAAM	KILOTON/JAAR	STOFNAAM	KILOTON/JAAR
NH4-N	9.43	NH4-N	100.23
NO3-N	188.52	NO3-N	256.56
DETN	22.95	DETN	174.66
PO4-P	18.85	PO4-P	52.54
DETP	8.04	DETP	34.96
SI	94.26	SI	320.88
DETSI	94.26	DETSI	188.24
TOTAL N	220.89	TOTAL N	531.45
TOTAL P	26.89	TOTAL P	87.50
TOTAL SI	188.52	TOTAL SI	509.12

B1.2. Riviervrachten

De onderstaande tabellen geven de vrachten van stoffen in de huidige situatie (basisjaar 1987) voor de rivieren die in de Noordzee uitstromen.

RIVIERVRACHTEN (TOTAAL) IN KILOTON/JAAR

	STOF	VRACHT
1	NH4-N	126.24
2	NO3-N	973.63
3	DET N	128.35
4	PO4-P	54.57
5	DETP	22.62
6	SI	569.05
7	DETSI	50.43
8	TOTAL N	1228.22
9	TOTAL P	77.19
10	TOTAL SI	619.48

VERDELING VAN DE TOTAAL VRACHT OVER DE RIVIEREN IN PROCENTEN

RIVIER	STOF NUMMER									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
SOUTH ENGLAND	.0	1.8	4.1	7.1	5.1	5	7	1.9	6.5	6
IJZER/ZEEBRUGGE	.0	.8	1.8	2.7	1.9	.2	.3	.8	2.5	.2
LAUWERSMEER	.0	1.0	2.2	1.8	1.4	.9	1.1	1.0	1.7	.9
EAST FRISIAN/JADE	.0	.0	.0	.1	.1	.0	.0	.0	.1	.0
SLESWIG-HOLSTEIN	.0	.0	.0	.1	.1	.0	.0	.0	.1	.0
DANMARK	.0	3.7	8.4	9.9	7.2	2.7	3.3	3.8	9.1	2.8
FIRTH OF FORTH	.0	1.4	3.2	.6	.4	4.1	4.9	1.4	.6	4.2
HARINGVLIET	9.7	14.9	11.3	11.3	7.9	15.9	16.4	14.0	10.3	16.0
MAASSLUIS	25.6	22.4	21.9	23.0	32.8	24.4	23.5	22.7	25.9	24.3
KORNWERDERZAND	.4	2.0	5.9	.6	2.9	.7	4.2	2.2	1.3	1.0
DEN OEVER/HELDER	.8	3.0	6.1	1.3	2.8	.9	5.0	3.1	1.7	1.2
NZ-KANAAL	2.4	.9	2.3	3.0	1.3	1.2	1.2	1.2	2.5	1.2
SCHELDT	10.6	2.9	3.8	4.8	5.9	5.0	2.4	3.8	5.1	4.8
EEMS	3.6	2.9	1.7	.7	2.9	2.0	2.2	2.9	1.4	2.0
WESER	5.1	10.0	8.9	6.0	4.5	7.2	8.3	9.4	5.6	7.3
ELBE	35.4	23.0	16.0	8.5	14.7	15.5	17.7	23.5	10.3	15.7
TYNE & TEES	.9	1.6	.4	1.4	.6	4.0	3.7	1.4	1.1	4.0
HUMBER & WASH	4.6	5.6	1.5	11.5	5.0	8.9	3.9	5.0	9.6	8.5
THAMES	.9	2.3	.5	5.5	2.2	5.9	1.4	1.9	4.6	5.5

B1.3. Atmosferische depositie van stikstof en concentratie zwevend stof

De onderstaande tabel geeft, gemiddeld voor de MANS deelgebieden (zie figuur 3.1) de atmosferische depositie van nitraat en ammonium. Tevens is per deelgebied de gemiddelde zwevend stof concentratie weergegeven, die is gehanteerd voor de berekening van het onderwater lichtklimaat voor de produktie van fytoplankton.

KOLOM 1 : GEBIEDSNUMMER
 KOLOM 2 : AANTAL CELLEN VAN 16*16 KM PER DEELGEBIED
 KOLOM 3 : OPPERVLAKTE [KM²]
 KOLOM 4 : GEMIDDELDE DIEPTE [M]
 KOLOM 5 : GEMIDDELDE CONCENTRATIE ZWEVEND STOF [G/M³]
 KOLOM 6 : ATMOSFERISCHE DEPOSITIE NH₄-N [TON/JAAR]
 KOLOM 7 : ATMOSFERISCHE DEPOSITIE NO₃-N [TON/JAAR]
 KOLOM 8 : TOTAAL ATMOSFERISCHE DEPOSITIE STIKSTOF [TON/JAAR]

DEEL- GEBIED	KOLOM NUMMER						
	2	3	4	5	6	7	8
1	92	19134.2	47.310	1.28	5841.10	5969.09	11810.20
2	128	28351.5	37.919	5.01	9972.57	9483.01	19455.58
3	454	116218.2	64.150	1.08	18640.99	27019.40	45660.39
4	79	20164.3	65.904	1.28	1287.62	2233.50	3521.12
5	36	7678.8	20.469	7.85	2310.21	2439.77	4749.98
6	98	24957.7	31.366	5.30	11269.38	11442.17	22711.55
7	41	10495.0	28.228	1.08	1683.04	2099.00	3782.04
8	15	3071.7	21.263	5.05	1689.45	1689.45	3378.90
9	16	3711.7	19.058	8.56	2041.44	2041.44	4082.88
10	118	30205.9	42.795	2.84	3881.96	6169.17	10051.13
11	37	9471.2	36.245	4.44	2035.02	3046.13	5081.14
12	21	4927.5	18.984	14.94	2710.11	2710.11	5420.23
13	28	6655.4	22.444	9.51	3026.92	3257.28	6284.20
14	64	16062.6	38.234	4.52	2917.79	4356.39	7274.18
15	86	22014.2	36.499	6.91	4677.98	7653.70	12331.67
16	82	19067.8	18.044	10.77	7820.65	9546.79	17367.44
TOTAAL	1395	342187.7	46.108	2.72	81806.23	101156.40	182962.60

BIJLAGE 2. Diskette met resultaten DYNAMO berekeningen

De resultaten van de DYNAMO simulaties die voor deze risico-analyse zijn uitgevoerd zijn, tezamen met 9 additionele simulaties van andere combinaties van weerscenarios en reductiemaatregelen, samengevat op een diskette. Met behulp van twee programma's kunnen voor alle toestandsvariabelen de jaargemiddelde waarden grafisch en in tabelvorm worden weergegeven voor willekeurige combinaties van deelgebieden en simulatie-runs.

De diskette kan worden besteld bij:
Rijkswaterstaat - Dienst Getijdewateren
Ing. R.R. Jansen
Postbus 20907
2500 EX Den Haag
tel. 070-3745222

