

Eutrofiëring zoute wateren: effecten, trends, en prognose

Rapport RIKZ 2002.023

Eutrofiëring zoute wateren: effecten, trends, en prognose

Analyse ten behoeve van de Evaluatie Mestbeleid

10 juli 2002

T.C. Prins, P.V.M. Bot, R.M.N. Duin & J.C.H. Peeters

Inhoudsopgave

Voorwoord	3
Samenvatting	4
1 Inleiding	5
1.1 Aanleiding en doel van de Evaluatie Meststoffenwet	5
2 Effecten van eutrofiëring, en normstelling	6
2.1 Belasting van de kustwateren	6
2.2 Effecten van eutrofiëring	7
2.3 Rol van stikstof en fosfor bij eutrofiëring van zoute wateren	9
2.4 Effecten van nutriëntenreductie	11
2.5 Normstelling	11
3 Trends in nutriënten en chlorofyl	14
3.1 Inleiding	14
3.2 Gebruikte methodiek	14
3.3 Resultaten	15
3.3.1 Nutriëntenconcentraties	15
3.3.2 N:P verhouding	16
3.3.3 Chlorofyl	22
3.4 Conclusies	22
4 Effecten van varianten van verliesnormen	24
4.1 Werkwijze	24
4.2 Effecten van varianten	25
4.3 Conclusies	28
5 Literatuur	30

Voorwoord

Vanwege de 2-jaarlijkse evaluatie van de Meststoffenwet door de Minister van LNV, is RIKZ door het Milieu- en Natuurplanbureau gevraagd om een bijdrage. De werkzaamheden in dit kader zijn uitgevoerd in 2001 en 2002, en werden gefinancierd door het WONS programma.

Samenvatting

Ten behoeve van de evaluatie van de Meststoffenwet, geeft dit rapport een overzicht van de effecten van eutrofiëring op zoute wateren, een beschrijving van de status en ontwikkelingen rond het opstellen van waterkwaliteitsdoelstellingen met betrekking tot eutrofiëring, een trendanalyse van de ontwikkelingen in concentraties van nutriënten en chlorofyl, en een op modelberekeningen gebaseerde prognose van de effecten van aangescherpte verliesnormen in het mestbeleid.

De stikstof- en fosfaatgehalten in de Nederlandse binnenwateren zijn sterk verhoogd als gevolg van emissies vanuit verschillende bronnen, en aanvoer vanuit het buitenland via de grote rivieren. Binnen Nederland, is de bijdrage van de landbouw aan de stikstofemissies op het oppervlaktewater ca. 65%, en de bijdrage aan de fosfaatemissies ca. 45%. De vrachten van stikstof en fosfor die via Nederland de Noordzee bereiken (rivierafvoer, directe lozingen) bedragen ongeveer een derde van de totale emissies op de Noordzee.

Eutrofiëring van de zoute wateren uit zich in verhoogde gehalten van nutriënten in de kustzone. Een aantal verschijnselen wordt direct (toename algenbloeien, verandering soortensamenstelling fytoplankton, optreden plaagalgenbloeien) of indirect (toename bodemdierenbiomassa, optreden zuurstofuitputting) toegeschreven aan eutrofiëring. Hard wetenschappelijk bewijs voor causale relaties is echter vaak moeilijk te vinden. Ten dele komt dit doordat eutrofiëring van kustwateren een betrekkelijk recent fenomeen is. Belangrijker is dat fysische en biologische kenmerken van watersystemen, en wisselwerking met andere factoren (bijv. klimaat) de reactie op verhoogde nutriëntenbelasting beïnvloeden. Door de grote diversiteit in kustecosystemen, is de reactie op eutrofiëring daarom niet eenduidig en moeilijk voorspelbaar. In tegenstelling tot het zoete water, speelt fosfaat in de kustwateren een veel minder sturende rol. Alleen gedurende korte tijd in het voorjaar kan P-limitatie van de algengroei optreden. Er zijn geen aanwijzingen dat sanering van de fosforbelasting effect heeft gehad op het optreden van algenbloeien. Wel is een positief verband tussen stikstofbelasting en algenproductie waargenomen. De achterblijvende stikstofsanering heeft geleid tot waarneembare effecten op de algensamenstelling, en levert mogelijk een verhoogd risico op giftige algenbloeien.

In OSPAR kader is een voorstel ontwikkeld voor kwaliteitsdoelstellingen waaraan de eutrofiëringssituatie in de Noordzee getoetst zal gaan worden. Deze doelstellingen zijn aanvullend op de al overeengekomen 50% reductie van N en P vrachten naar zee.

Uit een trendanalyse blijkt dat de winterconcentraties van fosfaat sinds 1985 zijn gedaald, met ongeveer 60% in de Hollandse kuststrook bij Noordwijk, de Waddenzee en de Westerschelde, en met 40% in de Eems-Dollard. De stikstofconcentraties zijn in die periode met 20% gedaald in de kustzone en in de Westerschelde. In de Waddenzee en de Eems-Dollard is geen daling van de stikstofgehalten opgetreden. Er zijn geen trends in chlorofylconcentraties waargenomen.

Uit modelberekeningen met een aantal varianten van verliesnormen blijkt, dat de verschillende varianten nauwelijks effect hebben op de nutriëntenbelasting en –concentraties van de kustwateren. Dit wordt veroorzaakt door de geringe afname van de nutriëntenconcentraties in de zoete wateren bij aanscherping van de verliesnormen, en door de relatief grote bijdrage van buitenlandse aanvoer via de grote rivieren.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel van de Evaluatie Meststoffenwet

In 1998 is het Mineralenaangiftesysteem (MINAS) door de overheid ingevoerd. Doel van dit systeem is de emissies van stikstof en fosfaat vanuit de landbouw naar het milieu te beperken. Dit gebeurt door verliesnormen op te stellen die bepalen hoeveel stikstof en fosfor meer mag worden aangevoerd door een bedrijf, dan er wordt afgevoerd via mest, meststoffen en producten.

Verliesnormen zijn een maat voor de hoeveelheid stikstof en fosfor die vanaf het bedrijf naar het omringende milieu verloren gaat.

De Meststoffenwet is de wettelijke basis van MINAS. De minister van LNV is wettelijk verplicht om elke twee jaar de Tweede Kamer in te lichten over de werking van de meststoffenwet. Het doel van de evaluatie in 2002 is om vast te stellen of het huidige mestbeleid de mestoverschotten voldoende terug dringt en de gewenste milieukwaliteit gerealiseerd kan worden. De evaluatie gaat tevens in op de wenselijkheid van de aanscherping van de verliesnormen in 2003.

Het ministerie van LNV heeft het Milieu- en Natuurplanbureau gevraagd om de milieukundige en de landbouweconomische aspecten van de meststoffenwet en mogelijke aanscherpingen te evalueren. Hiervoor wordt zowel naar het verleden en heden (diagnose) als naar de toekomst (prognose) gekeken. Het Milieu- en Natuurplanbureau heeft RIKZ gevraagd de diagnose voor de ontwikkelingen in de waterkwaliteit van de zoute wateren uit te voeren. Tevens is RIKZ betrokken geweest bij het opstellen van een prognose van de ontwikkelingen in de waterkwaliteit van de zoute wateren, na implementatie van aangescherpte verliesnormen.

Deze rapportage bevat de informatie en de achtergronden bij de diagnose en prognose van de waterkwaliteit, die is ingebracht bij de rapportage van het Milieu- en Natuurplanbureau aan de minister van LNV (RIVM, 2002).

In deze rapportage wordt een overzicht gegeven van de effecten van eutrofiëring op de zoute wateren, en een beschrijving van de status en ontwikkelingen rond het opstellen van waterkwaliteitsdoelstellingen met betrekking tot eutrofiëring van de zoute wateren (hoofdstuk 2). Tevens is een trendanalyse uitgevoerd ten behoeve van de evaluatie van de veranderingen in concentraties van stikstof, fosfor en chlorofyl in de kustwateren vanaf 1985 (hoofdstuk 3). Een prognose van de ontwikkelingen in concentraties van stikstof, fosfor en chlorofyl bij aangescherpte verliesnormen is opgesteld aan de hand van modelberekeningen (hoofdstuk 4).

Deze rapportage is de weerslag van de bijdrage van RIKZ aan de Evaluatie Mestbeleid. Deze bijdrage, alleen gericht op de zoute wateren, is een onderdeel van de beschrijving van de milieukundige effecten van de Meststoffenwet. In Van Liere en Jonkers (2002) wordt een beschrijving gegeven van de normstelling voor nutriënten in oppervlaktewateren. Plette et al. (2002) beschrijft de evaluatie van de ontwikkelingen in kwaliteit in de oppervlaktewateren. Oenema et al. (2002) geeft een beschrijving van de effecten van verschillende varianten van verliesnormen op de kwaliteit van het Nederlandse oppervlaktewater.

2 Effecten van eutrofiëring, en normstelling

2.1 Belasting van de kustwateren

In de Nederlandse binnenwateren zijn de concentraties van de voedingsstoffen stikstof en fosfaat sterk verhoogd ten opzichte van de natuurlijke achtergrond. De belangrijkste bronnen zijn de landbouw, industrie en rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's). Daarnaast zijn er een aantal minder belangrijke (grotendeels communale) bronnen, zoals riooloverstorten, niet aangesloten huishoudens, ongezuiverd gerioleerd en regenwaterriolen, en is er atmosferische depositie van stikstof. De landbouw draagt voor ca. 65% bij aan de totale stikstofemissies in Nederland, en voor ca. 45% aan de fosfaatemissies (Plette et al, 2002).

Naast de emissies in Nederland, vormt de aanvoer van N en P via rivieren vanuit het buitenland een belangrijke bron. Tabel 2.1 geeft een overzicht van de emissies in Nederland en de aanvoer via de grote rivieren in 1985 en 2000. De aanvoer vanuit het buitenland zou ook als "doorvoer" beschouwd kunnen worden, het grootste deel van die nutriëntenstroom komt uiteindelijk via Nederland in de Noordzee.

Voor het Noordzee ecosysteem als geheel geldt, dat de Atlantische Oceaan, via de noordelijke Noordzee en het Kanaal, verreweg de belangrijkste bron van nutriënten is (OSPAR Commission, 2000). Op regionale schaal is de rivierinvloed echter veel belangrijker. Met name in het zuidelijk deel van de Noordzee monden veel rivieren uit, en worden verhoogde nutriëntenconcentraties waargenomen. De vracht van stikstof en fosfor die via Nederland de Noordzee bereikt (Rijn, Maas, directe lozingen) bedraagt ongeveer 1/3 van de totale aanvoer via rivieren en directe lozingen (Tabel 2.2). Het water in de Nederlandse kustzone wordt vooral beïnvloed door het Kanaalwater en het water van Rijn, Maas en Schelde. Voor de Nederlandse kuststrook is de jaarlijkse belasting met opgelost anorganisch stikstof via de rivieren vrijwel gelijk aan de belasting via het Kanaal, voor fosfor is de bijdrage via de rivieren ongeveer een kwart van de totale belasting (De Vries et al., 1998b). De toevoer van nutriënten naar zee gebeurt vooral via Haringvliet en

Tabel 2.1

Buitenlandse aanvoer via de grote rivieren en emissies naar het oppervlaktewater in Nederland, in 1985 en 2000. Gegevens zijn gebaseerd op metingen en modelberekeningen (RIVM, 2002).

* 1985 en 2000 zijn niet geheel vergelijkbaar, omdat ze met verschillende hydrologische basisgegevens berekend zijn

	N in miljoen kg per jaar		P in miljoen kg per jaar	
	1985	2000	1985	2000
Rivieren				
Rijn	391	255	36	14
Maas	29	40	3	2
Schelde	35	39	4	3
Totaal rivieraanvoer	455	334	43	19
Emissies				
Landbouw, directe bronnen	10	6	0.8	0.5
Landbouw, diffuse bronnen*	70	73	4.3	4.0
Industrie	20	5	13.4	1.5
RWZI's	38	30	10.8	2.9
Overige bronnen	12	3	1.8	0.2
Totaal emissies	150	117	31.1	9.1

Tabel 2.2

Stikstof- en fosforbelasting van de Noordzee. Aanvoer via rivieren en directe lozingen, en atmosferische depositie, in miljoen kg per jaar.

	Stikstof	Fosfor
Aanvoer via rivieren en directe lozingen vanuit Nederland ¹⁾	385	23
Totale aanvoer via rivieren en directe lozingen ¹⁾	1047	73
Atmosferische depositie ²⁾	340	

¹⁾ Bron: OSPAR; gemiddelde 1990-1998

²⁾ Bron: OSPAR QSR 2000; gemiddelde 1990-1995

Nieuwe Waterweg, en bedraagt ongeveer 80% van de totale belasting via de rivieren. De belasting via de Schelde/Westerschelde is slechts zo'n 10%. In de westelijke Waddenzee is ongeveer evenveel zoet water afkomstig uit het IJsselmeer als uit de Rijn (via transport langs de Hollandse kust). Het IJsselmeer is voor de westelijke Waddenzee daarom een relatief belangrijke bron van nutriënten.

In de kuststrook van 10 km is ongeveer 10% van het water afkomstig uit het zoete water. Naarmate je verder van de kust af gaat, wordt de rivierinvloed geringer, zoals blijkt uit de toename van het zoutgehalte en de afname van de nutriëntenconcentraties met toenemend zoutgehalte. Globaal kan gesteld worden, dat de invloed van Rijn en Maas zich uitstrekt tot 70 km uit de kust bij Ter Heijde/Noordwijk, en tot 30 km ten noorden van Terschelling (Klein & Van Buuren, 1992). De verhoogde nutriëntengehaltes in de kuststrook ten opzichte van de achtergrondconcentraties in het Kanaalwater kunnen worden toegeschreven aan de aanvoer van nutriënten door de rivieren (De Vries et al., 1998b).

2.2 Effecten van eutrofiëring

Eutrofiëring van zoute wateren treedt op langs de randen van vrijwel alle continenten. Problemen ontstaan met name in gebieden met beperkte wateruitwisseling met de open zee of oceaan. De Zuidelijke Bocht van de Noordzee is een voorbeeld van zo'n gebied. De effecten van die eutrofiëring kunnen worden beschreven aan de hand van de veranderingen die op diverse plaatsen over de hele wereld zijn waargenomen.

De eutrofiëring uit zich door een toename in de concentraties van de voedingsstoffen stikstof en fosfor. Het initiële, directe gevolg hiervan is een toename van de groei van planten. In de meeste watersystemen gaat het hierbij om een toename van fytoplankton, in sommige ondiepe systemen kan het ook gaan om een toename van kortlevende macro-algen (bijv. zeesla) en microfytobenthos. Planten als zeegras en overblijvende macro-algen kunnen minder diep groeien en verdwijnen uiteindelijk, door verslechtering van het lichtklimaat (Borum, 1996). Voorbeelden van dit soort responsen zijn o.m. de toegenomen biomassa van microfytobenthos (Cadée, 1984) en fytoplankton (Cadée, 1992) in de westelijke Waddenzee, of de overvloedige groei van zeesla in het Veerse Meer. Wereldwijd zijn talloze voorbeelden te vinden van dit soort veranderingen in estuaria en kustgebieden als gevolg van eutrofiëring (Cloern, 2001).

Een ander gevolg van een toename in de beschikbaarheid van stikstof en fosfor is een verandering in de soortensamenstelling van het fytoplankton (Officer & Ryther, 1980; Smayda, 1990). Dit wordt met name veroorzaakt door het feit,

dat antropogene eutrofiering leidt tot een toename van stikstof en fosfor, maar niet van silicaat (kieselzuur). Een bijkomend effect van eutrofiering in het zoete water kan zijn, dat de toegenomen algenbloeien in het zoete water leiden tot sterkere uitputting van silicaat in het zoete water en daarmee tot verminderde afvoer en silicaatgehaltes in zee (Conley et al., 1993). Overigens is dit verschijnsel niet waarneembaar in gegevens van de Rijn uitstroom. Aangezien silicaat een essentiële bouwstof is voor diatomeeën (de meest voorkomende groep algen), maar niet voor andere fytoplanktongroepen, is het gevolg van antropogene eutrofiering dat de groeiomstandigheden voor diatomeeën niet verbeteren maar voor de andere groepen wel. Dit kan resulteren in een verschuiving in de soortensamenstelling van het fytoplankton van diatomeeën naar andere algen (Radach, 1992). Tijdens de voorjaarsbloei van diatomeeën raakt silicium uitgeput, en de diatomeeëngroei wordt geremd als gevolg van Si-limitatie. Dit leidt tot een verschuiving in de algensamenstelling en toenemende dominantie van andere soorten algen, die geen Si gebruiken, maar kunnen profiteren van de nog niet uitgeputte stikstof en fosfor voorraad. Dit mechanisme is vermoedelijk een van de oorzaken van de toegenomen bloeien van de schuimalg *Phaeocystis* (Peeters & Peperzak, 1990). Ook de mondiale toename van andere plaagalgenbloeien wordt geweten aan de toename van fosfor en stikstof (Smayda, 1990). Secundaire effecten van de toegenomen plantaardige productie bij eutrofiering, zijn een toename in de biomassa van hogere trofische niveaus. In de westelijke Waddenzee is de biomassa van bodemdieren toegenomen, gelijktijdig met de toename in fytoplankton biomassa (Beukema, 1991; Beukema & Cadée, 1991). Soortgelijke waarnemingen zijn gedaan in Deense estuaria en het Kattegat (Cloern, 2001). Toenemende plantaardige productie kan negatieve effecten hebben op de zuurstofgehaltes in het water en in de waterbodem. Op grote schaal zijn sterk verlaagde zuurstofgehaltes opgetreden in de jaren '80 in het gebied van de Duitse Bocht, het deel van de Noordzee langs de Duitse en Deense kust (Gerlach, 1990). Als gevolg van het stromingspatroon in de Noordzee vindt er een transport plaats vanuit de zuidelijke en westelijke Noordzee (Theems monding, Belgische en Hollandse kust) naar dit gebied. Ook monden er nog twee grote Duitse rivieren in dit gebied uit (Elbe en Weser), zodat dit een van de gebieden met de hoogste nutriëntenconcentraties is (OSPAR Commission 2000, 2000). Een verband met toegenomen algenproductie (lokaal of elders geproduceerd) en de zuurstofuitputting lag daarom voor de hand. Sinds 1990 is er echter geen grootschalig effect op zuurstof in de Duitse Bocht waargenomen (OSPAR Commission 2000, 2000). In gestratificeerde gebieden in de Noordzee, zoals de Oestergronden en het Kattegat zijn eveneens zuurstofproblemen waargenomen. Voor de Oestergronden is aangetoond dat deze samenhangen met bepaalde meteorologische condities, maar de kans erop wordt vergroot door hoge stikstofgehaltes (Peeters et al., 1995). Op kleinere schaal is ongebruikelijke zuurstofloosheid in de sedimenten in de Waddenzee opgetreden ('zwarte vlekken'), waarvan de frequentie sinds 1984 lijkt te zijn toegenomen. Voor een deel worden deze veroorzaakt door opslag van afstervende macroalgen in het sediment. Grootschaliger optreden van zuurstofloosheid in het sediment van de Duitse Waddenzee in 1996 lijkt samengehangen te hebben met een bijzondere combinatie van hydrodynamische en meteorologische omstandigheden en een grote algenbloei. Mogelijk speelt eutrofiering, via toegenomen algenbloeien in de Noordzee die worden geïmporteerd in de Waddenzee, een rol (De Jong et al., 1999)

Voor de zoete wateren zijn de concepten over de manier waarop watersystemen reageren op eutrofiëring inmiddels algemeen aanvaard. Voor de

zoute wateren is in de wetenschappelijke literatuur vrij brede consensus over de mogelijke effecten van eutrofiëring, maar tegelijkertijd is hard wetenschappelijk bewijs voor de causale relaties vaak moeilijk te vinden. Voor een deel ligt de oorzaak in het feit dat eutrofiëring van de kustwateren pas betrekkelijk recent als meer dan een beperkt, lokaal optredend, fenomeen is herkend (Nixon, 1995). Belangrijker is waarschijnlijk, dat er grote verschillen zijn in de manier waarop kustecosystemen reageren op eutrofiëring. Zoals recent door Cloern (2001) aangevoerd, zijn er verscheidene ecosysteemkarakteristieken, die als een "filter" de respons van kustwateren op de verstoring door verhoogde nutriëntenbelasting beïnvloeden. Hierbij moet gedacht worden aan fysische kenmerken (bijv. getijdynamiek, verblijftijd, troebelheid, diepte) maar ook biologische kenmerken (bijv. aanwezigheid bodemdieren). Een voorbeeld is het Schelde estuarium. In de rivier de Schelde komen als gevolg van eutrofiëring grote algenbloeien voor. De hoge nutriëntenvracht leidt niet tot eutrofiëringverschijnselen in de Westerschelde, doordat de hoge troebelheid en menging algengroei belemmert (Kromkamp et al., 1995). Van belang is verder, dat er een wisselwerking is met meteorologische omstandigheden (temperatuur, neerslag, windmenging) en menselijke verstoringen. Voorbeelden van de laatste factor zijn de het snelle transport en de introductie van exoten (via ballastwater, schelpdiercultuur, etc.), of de effecten van waterstaatkundige ingrepen en veranderend landgebruik op de retentie van nutriënten naar zee (Billen & Garnier, 1997). Hoewel de ecosysteemkarakteristieken die de respons op eutrofiëring beïnvloeden (het "filter" tussen verstoring en respons) grotendeels bekend verondersteld kunnen worden, is het met name de wisselwerking tussen die eigenschappen die nog moeilijk voorspelbaar is.

Dit alles leidt er toe dat er niet altijd sprake is van een eenduidige en voorspelbare respons van mariene ecosystemen op eutrofiëring.

●* **Een aantal verschijnselen wordt direct (toename algenbloeien, verandering soortensamenstelling fytoplankton, optreden plaagalgenbloeien) of indirect (toename bodemdierenbiomassa, optreden zuurstofuitputting) toegeschreven aan eutrofiëring. Door de grote diversiteit in kustecosystemen, is de reactie op eutrofiëring niet eenduidig.**

2.3 Rol van stikstof en fosfor bij eutrofiëring van zoute wateren

In het zoete water is fosfor het belangrijkste limiterende element voor fytoplanktongroei. Doordat er een groot verschil is in de biogeochemie van zoete en zoute wateren, wordt stikstof daarentegen algemeen beschouwd als het belangrijkste limiterende element in de zoute wateren (Ryther & Dunstan, 1971; Hecky & Kilham, 1988). Het verschil in de nutriëntenkringloop wordt veroorzaakt door het relatief grotere belang van stikstofbinding in zoete wateren (Howarth, 1988), maar vooral door de veel sterkere fosfaatbinding in zoetwatersedimenten (Caraco et al., 1990). In mariene sedimenten wordt fosfor gebonden gedurende de wintermaanden. Bij het stijgen van de temperatuur neemt de sulfaatreductie in het sediment toe als gevolg waarvan fosfor weer gemobiliseerd wordt. Het gevolg is dat in het kustwater de seizoenscyclus van fosfor sterk afwijkt van die in het zoete water, en ook van de seizoenscyclus van stikstof. Gegevens van de Nederlandse kustwateren laten zien dat de fosfaatconcentraties al beginnen te dalen in december-januari, voordat er sprake is van biologische activiteit. De concentraties bereiken een minimum in mei, waarna ze snel weer stijgen (De Vries et al., 1998b). Stikstof daarentegen vertoont ten gevolge van biologische activiteit een sterke daling in het voorjaar, en bereikt de laagste concentraties in de zomer. In het najaar stijgen de concentraties weer langzaam tot maximale waarden in de wintermaanden.

Silicaat, belangrijk voor de groei van diatomeeën, vertoont een seizoenscyclus die grotendeels vergelijkbaar is met die van stikstof, met een snelle daling in het voorjaar en lage niveaus tot het einde van de zomer.

Typerend voor estuaria en kustwateren is dat er een omschakeling plaats vindt van kortdurende limitatie door fosfor in het voorjaar, gevolgd door stikstoflimitatie in de zomer (Fisher et al., 1992; De Vries et al., 1998b; Conley, 2000), als gevolg van de verschillen in het gedrag van stikstof en fosfor. Door de sterk toegenomen N en P belasting, bij in het algemeen gelijkblijvende Si aanvoer, kan voor diatomeeën ook limitatie door Si tekort ontstaan. Gegevens uit de Nederlandse kustwateren onderbouwen de geschetste seizoenswisseling in nutriëntenlimitatie. Het verloop van de nutriëntenconcentraties laat kortdurende uitputting van P in het voorjaar zien, gevolgd door toename in de zomer, terwijl N en Si vanaf het voorjaar dalen tot laagste concentraties in de zomer (De Vries et al., 1998b).

Onderzoek op twee transecten in de Noordzee met behulp van bio-assays bood geen duidelijk uitsluitsel over welk element bepalend is voor de groei van fytoplankton, aangezien de centrale Noordzee N-limitatie liet zien, maar de kustzone mogelijke P- of Si-limitatie (Peeters et al., 1991). Een relatie tussen rivierafvoer en chlorofylconcentratie gedurende het zomerkwartaal in de Hollandse kustzone werd aangetoond door Schaub & Gieskes, 1991. In het Marsdiep (westelijke Waddenzee) is een toename in de productie van het fytoplankton waargenomen met de toename van de nutriëntenbelasting (Cadée, 1986). Meest opvallend was de toename van de bloeiduur van *Phaeocystis* in die periode (Cadée & Hegeman, 1986, 1991). Terwijl de fosfaatconcentraties sinds de jaren '80 zijn gedaald, bleef de primaire productie hoog, en er is een correlatie aangetoond tussen de stikstofafvoer via de Rijn en de jaarlijks gemiddelde chlorofyl concentratie (Cadée, 1992; Cadée & Hegeman, 1993). Hoewel veelal wordt verondersteld dat de bloei van *Phaeocystis* in het voorjaar eindigt als gevolg van P limitatie (Veldhuis et al., 1986), zijn er geen aanwijzingen dat de dalende P concentraties al geleid hebben tot afname van de *Phaeocystis* bloeien (De Jong et al., 1999).

Geconcludeerd kan worden dat er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat P-limitatie nu al van invloed is op de algengroei in het Nederlandse kustwater. Metingen op een aantal locaties in de Noordzee wijzen op een positief verband tussen de winterconcentraties van anorganisch stikstof en de primaire productie (De Vries et al., 1998b), waarbij opvalt dat in de Hollandse kuststrook (0-20 km transect bij Noordwijk) de hoogste DIN concentraties voorkomen maar de primaire productie geremd wordt door de hoge troebelheid. Studies in mesocosms waarbij de condities in de Nederlandse kustzone werden gesimuleerd wijzen eveneens op N limitatie (Prins et al., 1999).

Als gevolg van het saneringsbeleid zijn de fosfaatconcentraties in de kustzone sinds de jaren '80 met zo'n 50-60% gedaald. De daling van de stikstofconcentraties is in diezelfde periode veel beperkter gebleven (De Vries et al., 1998b). Een gevolg hiervan is dat de verhouding tussen N en P sterk is toegenomen. Waarnemingen in de westelijke Waddenzee duiden op een effect van verschuivingen in de N:P verhouding op de samenstelling van het fytoplankton (Phillipart et al., 2000). De gevolgen van dit soort veranderingen op ecosysteemniveau zijn onbekend. De sterke overmaat aan stikstof die is ontstaan sinds de jaren '80, wordt gezien als een mogelijke risicofactor bij het optreden van giftige algenbloeien. Van een aantal soorten giftige plaagalgen is aangetoond dat ze meer gifstoffen aanmaken bij stikstofovermaat (o.a. Granéli et al., 1998).

●* **Fosfor wordt snel gemobiliseerd in mariene sedimenten, en P-limitatie van algengroei komt hooguit korte tijd in het voorjaar voor. Er zijn geen aanwijzingen dat de sanering van de fosforbelasting van de Noordzee effect heeft gehad op het optreden van algenbloeien.**

Er is een positief verband tussen stikstofconcentraties en algenproductie waargenomen. De sterke overmaat van stikstof (hoge N:P) levert mogelijk een verhoogd risico op giftige algenbloeien.

2.4 Effecten van nutriëntenreductie

Zoals hierboven reeds vermeld, zijn de concentraties van fosfor in de kustwateren afgenomen sinds de jaren '80. Deze daling is het sterkst in het nabije kustwater, en neemt af met afstand tot de kust (De Vries et al., 1998b). De concentraties van totaal-P en fosfaat in de kustzone blijken significant gecorreleerd aan de rivierafvoeren, en een onmiddellijke en proportionele respons op dalende rivierafvoeren te vertonen (De Vries et al., 1998b). Ondanks de daling in de fosfaatconcentraties met zo'n 50%, zijn er tot nog toe geen effecten op algenbloeien waarneembaar. Zoals hierboven beschreven, hangt dit samen met het feit dat fosfor hooguit kortdurend, in het voorjaar, beperkend is voor de algengroei. Verdere vermindering van de fosforvracht naar de Noordzee, zou uiteindelijk kunnen leiden tot toenemende P-limitatie (Conley, 2000). Naar verwachting zal dit effect hebben op de hoogte van de voorjaarsbloei (Prins et al., 1999), en mogelijk kan het leiden tot vermindering van de bloeien van de schuimalg *Phaeocystis*. Naar schatting is hiervoor een reductie van 70-80% ten opzichte van 1985 noodzakelijk (RIVM, 2000). Effecten van verdergaande P-sanering op de voorjaarsbloei lijken mogelijk, voor de zomerperiode zijn effecten minder waarschijnlijk. Dit hangt samen met de geringe fosfaatbinding in het sediment in de zomer, waardoor fosfaatconcentraties na een minimum in mei weer snel stijgen (De Vries et al., 1998; Conley, 2000).

Vermindering van de stikstofbelasting van de Noordzee lijkt de enige weg om de effecten van eutrofiëring in de zomer, en de risico's van giftige algenbloeien, te verminderen. In Deense wateren is een directe relatie tussen N belasting en fytoplankton biomassa aangetoond (Borum, 1996). In de Noordzee is eveneens een verband tussen de winterconcentratie stikstof en de algenbiomassa gevonden (De Vries et al., 1998b). Modelberekeningen hebben aangetoond dat het risico op het ontstaan van zuurstofproblemen op de Oestergronden verminderd kan worden door vermindering van de stikstofbelasting (Peeters et al., 1995). Op dit moment zijn de concentraties van stikstof in de kustwateren te hoog om al beperkend te worden voor de algengroei (De Vries et al., 1998). Eerdere modelberekeningen voor de Hollandse kustzone geven aan dat pas bij een reductie in de stikstofbelastingen en -concentraties in de orde van 50% effecten op de chlorofylconcentraties te verwachten zijn (RIVM, 2000)

●* Verdergaande reductie van de fosforvracht (70-80% t.o.v. 1985) naar zee zal mogelijk effect hebben op de voorjaarsbloei van de schuimalg *Phaeocystis*. Pas bij een vermindering van de stikstofbelasting met 50% zijn effecten op de chlorofylconcentraties in de kuststrook te verwachten.

2.5 Normstelling

Op de Tweede en Derde Noordzee Ministersconferenties is een vermindering van de antropogene nutriëntenbelasting van de Noordzee afgesproken. Deze reductie houdt in dat voor N en P in 1995 een 50% lagere vracht dan in het referentiejaar 1985 bereikt had moeten zijn (RAP/NAP doelstellingen). Voor de Nederlandse zoute wateren zijn in de loop der jaren verschillende voorstellen gedaan voor kwaliteitsdoelstellingen. Deze zijn hieronder kort samengevat:

- Halvering van de voorjaarsbloei (Peeters et al., 1993)
- Halvering van de door eutrofiëring veroorzaakte toename in algenbiomassa (De Vries et al., 1993)

- Verwaarloosbaar risico op zuurstofgehaltenes lager dan 5 mg l⁻¹ in de onderlaag van gestratificeerde gebieden in de centrale Noordzee (OSPAR 1992)
- Vermindering van de maximum concentratie van *Phaeocystis* tot minder dan 10⁷ cellen l⁻¹ (De Vries et al., 1993)

Door De Vries et al. (1998a) is berekend dat een norm van 0.6 mg l⁻¹ voor totaal-N, wat overeen zou komen met een norm van 1.8 mg l⁻¹ voor de Rijn, afdoende zou zijn om de bovengenoemde doelstellingen te halen.

In de 4^e Nota Waterhuishouding wordt als doel het behalen van de RAP/NAP doelstellingen van een 50% reductie van de N en P vracht genoemd. Er zijn geen verdere streefwaarden genoemd, maar als natuurlijke achtergrondconcentraties worden genoemd 0.02 mg l⁻¹ totaal-P en 0.15 mg l⁻¹ totaal-N. Voor de opgeloste anorganische nutriëntenconcentraties worden als natuurlijke achtergrondconcentraties voor de Noordzee winterconcentraties van 20 µM DIN en 0.77 µM DIP (bij een saliniteit van 30 psu) gehanteerd (Laane et al., 2000).

Naast het brongerichte beleid, wordt in OSPAR kader beleid ontwikkeld gericht op het behalen van bepaalde ecosysteemoelen (OSPAR 1998-18). Als beleidsdoelstelling is geformuleerd "to achieve by 2010 a healthy marine environment where eutrophication does not occur". Hieronder wordt verstaan, dat er dan geen sprake meer is van verhoogde concentraties van opgelost anorganisch fosfor (DIP) en stikstof (DIN), en dat directe en indirecte eutrofiëringseffecten in het OSPAR gebied afwezig zijn.

Ten behoeve van een evaluatie van de mate van eutrofiëring van de Noordzee, wordt in OSPAR kader gewerkt aan de ontwikkeling van kwaliteitsdoelstellingen (Ecological Quality Objectives), aan de hand waarvan de OSPAR gebieden worden ingedeeld in zogenaamde "non-problem areas" and "problem areas". Deze kwaliteitsdoelstellingen zullen worden gebruikt om te evalueren of de overeengekomen 50% reductie van N en P vrachten naar de Noordzee (RAP/NAP beleid) voldoende zijn om de beleidsdoelstelling (gezonde zee zonder eutrofiëringsverschijnselen) te verwezenlijken.

Op dit moment loopt in OSPAR kader nog de procedure om tot vaststelling van die kwaliteitsdoelstellingen te komen. In 2002 zal hierover besluitvorming plaatsvinden.

Het huidige voorstel voor ecologische graadmeters richt zich op 3 niveaus van eutrofiëringsverschijnselen, nl.

- 1) Mate van nutriëntenverrijking (oorzaak)
 - a) Winter concentraties van opgelost anorganisch stikstof en fosfaat
- 2) Directe effecten van eutrofiëring
 - a) Maximale en gemiddelde concentraties van chlorofyl tijdens het groeiseizoen
 - b) Regio-specifieke indicatorsoorten in het fytoplankton
- 3) Indirecte effecten
 - a) Zuurstofconcentraties
 - b) Sterfte van bodemdieren

De doelstellingen voor de bovengenoemde punten zijn als volgt uitgewerkt (OSPAR 2001a,b):

1a. Mate van nutriëntenverrijking: *Winter concentraties van opgelost anorganisch stikstof (DIN) en fosfaat (DIP) moeten lager zijn dan 50% verhoging t.o.v. de natuurlijke achtergrondconcentratie.*

In de kustzone van de Noordzee komen natuurlijke gradiënten voor als gevolg van de menging van nutriëntenrijk rivierwater met zeewater. Als gevolg hiervan

is in de winter, door de lage biologische activiteit, in de kustzone sprake van een lineaire afname van de nutriëntenconcentraties bij toenemende zoutgehaltes, oftewel een daling met toenemende afstand tot de kust. Bij het vaststellen van normen dient daarom rekening te worden gehouden met het zoutgehalte. Aan de hand van mengdiagrammen van nutriëntenconcentratie tegen saliniteit kan de winterconcentratie bij een gestandaardiseerd zoutgehalte worden berekend. Van deze concentraties kan dan vervolgens de verhoging ten opzichte van de natuurlijke achtergrondconcentratie worden vastgesteld. Voor de Nederlandse kust worden als natuurlijke achtergrondconcentraties bij een saliniteit van $>34.5\text{‰}$ gehanteerd: $0.6\ \mu\text{mol l}^{-1}$ DIP en $10\ \mu\text{mol l}^{-1}$ DIN.

2a. Concentraties van chlorofyl: *Maximale en gemiddelde chlorofylconcentraties gedurende het groeiseizoen moeten lager zijn dan 50% verhoging t.o.v. de achtergrondconcentratie.*

Verhoogde concentraties van chlorofyl worden beschouwd als een direct gevolg van verhoogde nutriëntenbelasting. De natuurlijke achtergrondconcentratie wordt vastgesteld aan de hand van historische gegevens of aan de hand van offshore concentraties. Voor de Nederlandse kust wordt als natuurlijke achtergrondconcentraties $10\ \mu\text{g l}^{-1}$ genoemd.

2b. Indicatorsoorten: *Concentraties of bloeiduur van specifieke indicatorsoorten moeten lager zijn dan vastgestelde niveaus.*

Veranderingen in fytoplankton samenstelling, en toename in het optreden of in de duur van algenbloeien van specifieke soorten worden toegeschreven aan eutrofiëring. De volgende soorten en niveaus worden voorgesteld:

<i>Phaeocystis</i> spp.	$>10^6$ cellen l^{-1} gedurende meer dan 30 dagen
<i>Notiluca scintillans</i> .	$>10^4$ cellen l^{-1} of drijfvlag $> 5\ \text{km}^2$
<i>Chrysochromulina polylepis</i> .	$>10^6$ cellen l^{-1}
<i>Gymnodinium mikimotoi</i> .	$>10^5$ cellen l^{-1}
<i>Alexandrium</i> spp.	$>10^2$ cellen l^{-1}
<i>Dinophysis</i> spp.	$>10^2$ cellen l^{-1}
<i>Prorocentrum</i> spp.	$>10^4$ cellen l^{-1}

3a. Zuurstofconcentraties: *Zuurstofconcentraties, die als een indirect effect van eutrofiëring verlaagd zijn, moeten boven een regio-specifiek niveau blijven, dat kan variëren tussen 4-6 mg l^{-1} .*

Eutrofiëring kan op langere termijn in bepaalde gebieden leiden tot het ontstaan van verlaagde zuurstofconcentraties, veelvuldiger optreden van lage zuurstofconcentraties of verhoogde zuurstofconsumptie. Lage zuurstofconcentraties kunnen leiden tot sterfte van bodemdieren en vissen. Als ondergrens wordt voor de Nederlandse wateren een concentratie van $5\ \text{mg O}_2\ \text{l}^{-1}$ genoemd.

3b. Sterfte van bodemdieren: *Er mag geen sterfte van bodemdieren optreden als gevolg van lage zuurstofgehaltes of giftige algenbloeien.*

Voor het vaststellen van de eutrofiëringssituatie zullen bovengenoemde EcoQO's als een geïntegreerd stelsel van beoordelingscriteria gehanteerd gaan worden, d.w.z. dat de evaluatie niet op basis van de individuele graadmeters, maar op basis van alle graadmeters gezamenlijk zal geschieden.

3 Trends in nutriënten en chlorofyl

3.1 Inleiding

Er is een analyse gemaakt van de trend in waterkwaliteit op het gebied van eutrofiëring. Die analyse heeft zich gericht op de ontwikkeling in de gehalten in opgelost anorganisch fosfaat en stikstof, met name voor de periode 1985-2000. Monitoringgegevens uit het MWTL programma van Rijkswaterstaat hebben aan de basis van de analyse gestaan. De trendanalyse is beperkt tot de kustwateren, aangezien die het sterkst door nutriëntenvrachten vanaf het land beïnvloed worden. Als representatieve locaties is gekozen voor 4 locaties. De eerste is de kuststrook bij Noordwijk, die sterk onder invloed staat van de afvoer van Rijn en Maas via Haringvliet en Nieuwe Waterweg (De Vries et al., 1998). De tweede locatie vormt de westelijke Waddenzee, die direct beïnvloed wordt door de spui vanuit het IJsselmeer, en indirect door Rijn/Maas water dat door het residuele transport langs de Hollandse kust noordwaarts wordt gevoerd (De Vries et al., 1998). De twee andere locaties zijn de Westerschelde, die in sterke mate wordt beïnvloed door de rivier de Schelde, en het Eems-Dollard, dat voornamelijk door de rivier de Ems wordt beïnvloed (Van Raaphorst et al, 2000).

3.2 Gebruikte methodiek

De concentraties van anorganische nutriënten in de kustwateren worden bepaald door de natuurlijke achtergrondconcentratie in het zeewater en door de aanvoer van nutriënten via de rivieren. De rivierinvloed blijkt uit de dalende nutriëntenconcentratie bij toenemend zoutgehalte. Omdat de aanvoer van nutriënten via de rivieren wordt beïnvloed door de waterafvoer, kunnen er grote verschillen ontstaan tussen droge en natte jaren. Ten behoeve van een meerjarige trendanalyse van de veranderingen in eutrofiëeringsgraad van de kustwateren, is het daarom van belang te corrigeren voor deze verschillen. De methode die hiervoor gebruikt wordt bestaat uit het maken van zogenaamde meng-diagrammen van winterconcentraties van nutriënten, op een reeks van monsterpunten in een zoutgradiënt, tegen de gemeten zoutgehalten. In de winter, wanneer de biologische activiteit het laagst is, vertonen de nutriënten een min of meer conservatief gedrag, en is er een lineair verband tussen concentratie en zoutgehalte, met afnemende gehalten bij toenemende zoutgehalten. De helling van de regressielijn geeft daarmee een indicatie van het niveau van de nutriëntenaanvoer via de rivier. Aan de hand van de lineaire verdunningslijnen worden de winterconcentraties van nutriënten teruggerekend naar een vast zoutgehalte. Deze berekende getallen worden vervolgens in een trendanalyse gebruikt. Deze methode wordt eveneens gebruikt voor rapportages ten behoeve van OSPAR en QSR's.

In dit rapport worden de resultaten van trendanalyses voor een aantal locaties langs de Nederlandse kust gepresenteerd. Voor de Westerschelde, de Hollandse kust bij Noordwijk en het Eems-Dollard, zijn gegevens beschikbaar geanalyseerd over de periode 1975-2000. Voor de westelijke Waddenzee waren gegevens beschikbaar voor de periode 1985-1996. Voor latere jaren was het voor dit gebied niet meer mogelijk mengdiagrammen te maken vanwege het ontbreken van voldoende monsterlocaties (De Jong et al., 1999). Voor deze locatie is daarom tevens de trend in niet voor het zoutgehalte gecorrigeerde winterconcentraties over de periode 1985-2000 onderzocht.

De analyses zijn uitgevoerd door uit de DONAR database, die de gegevens afkomstig uit het MWTL monitoringsprogramma bevat, de concentraties van

opgelost anorganisch stikstof ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$), orthofosfaat (PO_4) en saliniteit te verzamelen. Voor ieder jaar zijn de concentraties in de winterperiode (december, januari, februari) gebruikt om aan de hand van de lineaire verdunningslijnen de winterconcentraties bij een vast zoutgehalte te berekenen. Die vaste zoutgehalten verschillen per locatie: voor de Westerschelde en de Eems-Dollard zijn de winterconcentraties berekend bij een saliniteit van 20 psu (het gemiddelde zoutgehalte in die estuaria), voor de Hollandse kust bij Noordwijk bij een saliniteit van 30 psu en voor de westelijke Waddenzee bij een saliniteit van 27 psu. De methode levert tevens een schatting van de betrouwbaarheidsintervallen van de berekende concentraties (Duin & Latuhihin, 2001).

Ten behoeve van een kwantificering van de verandering in de concentraties over de periode 1985-2000, is een lineaire regressie uitgevoerd met de jaarlijkse gemiddelde winterconcentraties tegen de tijd. Deze regressie is uitgevoerd als ongewogen regressie, d.w.z. zonder rekening te houden met de standaardfout van de individuele waarnemingen. Uit een eerdere vergelijking bleek het verschil met een gewogen regressie minimaal (Duin & Latuhihin, 2001). Daarnaast is de relatieve verandering van de concentraties in de periode 1985-2000 ten opzichte van 1985, dat is gebruikt als referentiejaar, berekend voor zowel DIN als DIP. Tot slot is de verhouding tussen DIN en DIP, de N:P ratio, berekend voor alle locaties. Deze verhouding geeft een indicatie van de relatieve overmaat of tekort van stikstof voor de groei van algen.

Voor een aantal locaties in de kustzone is tevens een analyse gemaakt van de trendmatige ontwikkeling in chlorofylconcentraties. Voor deze analyse is gebruik gemaakt van de jaargemiddelde chlorofylconcentraties over de periode 1985-2000. De jaargemiddelde chlorofylconcentraties zijn lager dan de gemiddeldes over het zomerhalfjaar, maar er is een sterk lineair verband tussen de jaargemiddelde chlorofylconcentratie en het zomergemiddeldes. De gegevens zijn afkomstig uit de DONAR database, die de meetgegevens afkomstig uit het MWTL monitoringsprogramma bevat.

3.3 Resultaten

3.3.1 Nutriëntenconcentraties

Hollandse kust – Noordwijk-raai

Voor de analyse van de nutriëntenconcentraties in het kustwater voor de Hollandse kust zijn de gegevens gebruikt van de raai voor Noordwijk. Dit punt wordt direct beïnvloed door het rivierwater dat via Haringvliet en Nieuwe Waterweg in de Noordzee komt.

In figuur 3.1 worden de concentraties van orthofosfaat (DIP) en opgelost anorganisch stikstof (DIN), bij een saliniteit van 30 psu, voor de periode 1975-2000 getoond. Een lineaire regressie voor de periode 1985-2000 laat een significante afname zien voor zowel DIP ($r^2=0.70$, $p<0.001$) als DIN ($r^2=0.52$, $p<0.010$). In vergelijking met 1985, vertoont DIP een gestage daling tot 38% in het jaar 2000. Voor DIN is de afname over de periode 1985-2000 19% (Figuur 3.2). Deze schattingen komen overeen met eerder vastgestelde afnames met 60% voor DIP en 16% voor DIN over de periode 1985-1999 (Laane et al., 2000).

De concentraties in 1985 van zowel DIP als DIN waren bij een saliniteit van 30 psu ongeveer 3.5 maal de natuurlijke achtergrondconcentraties (DIP: 0.77 μM , DIN 20 μM (Laane et al., 2000)). In 2000 is dat voor DIP gedaald tot 1.5 maal de natuurlijke achtergrondconcentratie, voor DIN is het gedaald tot ongeveer 3 maal.

Westelijke Waddenzee

Een analyse van de nutriëntenconcentraties in de westelijke Waddenzee in de periode 1985-1996 is uitgevoerd voor het Wadden Sea Quality Status Report 1999 (De Jong et al., 1999). De westelijke Waddenzee wordt beïnvloed door afvoer van zoet water via het IJsselmeer, maar indirect eveneens door de Rijnafvoer die langs de Hollandse kuststrook naar het noorden wordt getransporteerd. Voor het QSR zijn de concentraties gecorrigeerd voor het zoutgehalte. Gecorrigeerd naar een zoutgehalte van 27 psu, vertonen de DIP concentraties een daling van 60% in 1996, ten opzichte van 1985. Voor DIN werd geen significante trend waargenomen.

Figuur 3.3 geeft de ongecorrigeerde winterconcentraties van DIP en DIN voor de periode 1985-2000 in het Marsdiep. Een lineaire regressie voor deze periode laat een significante afname zien voor DIP ($r^2=0.60$, $p<0.001$) maar niet voor DIN. In vergelijking met 1985, vertoont DIP een gestage daling tot ongeveer 40% in het jaar 2000. Voor DIN is geen afname opgetreden (Figuur 3.4).

Westerschelde

Voor de analyse van de nutriëntenconcentraties in de Westerschelde zijn de gegevens gebruikt van meetlocaties in de Westerschelde van Antwerpen tot Cadzand.

In figuur 3.5 worden de concentraties van orthofosfaat (DIP) en opgelost anorganisch stikstof (DIN), bij een saliniteit van 20 psu, voor de periode 1975-2001 getoond. Een lineaire regressie voor de periode 1985-2000 laat een significante afname zien voor zowel DIP ($r^2=0.77$, $p<0.001$) als DIN ($r^2=0.45$, $p<0.010$). In vergelijking met 1985, vertoont DIP een gestage daling tot 38% in het jaar 2000. Voor DIN is de afname over de periode 1985-2000 ongeveer 20% (Figuur 3.6).

Eems-Dollard

Voor de analyse van de nutriëntenconcentraties in de Eems-Dollard zijn de gegevens gebruikt van meetlocaties tussen Groote Gat (Duitse grens) en Huibertgat (Rottumeroog). In tegenstelling tot de andere gebieden, bleken de mengdiagrammen van DIP met zoutgehalte slechts voor enkele jaren een lineair verband te vertonen. Voor de jaren waarin geen lineaire relatie bestond, zijn de gemiddelde winterconcentraties voor het estuarium gebruikt.

In figuur 3.7 worden de concentraties van orthofosfaat (DIP) en opgelost anorganisch stikstof (DIN), bij een saliniteit van 20 psu, voor de periode 1975-2001 getoond. Een lineaire regressie voor de periode 1985-2000 laat een significante afname zien voor DIP ($r^2=0.56$, $p<0.001$) maar niet voor DIN. In vergelijking met 1985, is DIP geleidelijk gedaald tot ongeveer 60% in het jaar 2000. Voor DIN is geen afname waarneembaar (Figuur 3.8).

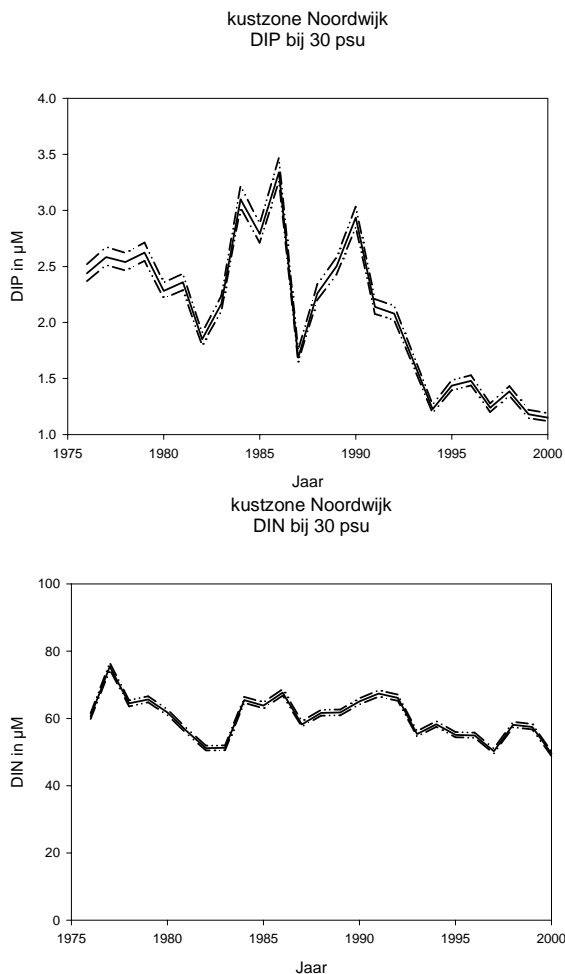
Een analyse van de nutriëntenconcentraties in het Eems-Dollard in de periode 1985-1996 is uitgevoerd voor het Wadden Sea Quality Status Report 1999 (De Jong et al., 1999). De trends waargenomen in het QSR stemmen overeen met de hierboven gemelde afnames (40% afname t.o.v. 1985 voor DIP, geen afname voor DIN).

3.3.2 N:P verhouding

Op basis van de berekende winterconcentraties zijn de N:P verhoudingen voor alle locaties berekend. Het verloop in de N:P verhouding over de periode 1985-2000 is weergegeven in figuur 3.9. Als gevolg van de veel sterkere daling van DIP dan van DIN, is de N:P verhouding over deze periode sterk toegenomen. De N:P ratio in de natuurlijke achtergrondconcentraties is ongeveer 16-25 (Laane et al., 2000). De natuurlijke N:P ratio in algen is ongeveer 16. Duidelijk is dat de relatieve overmaat van stikstof sterk is toegenomen.

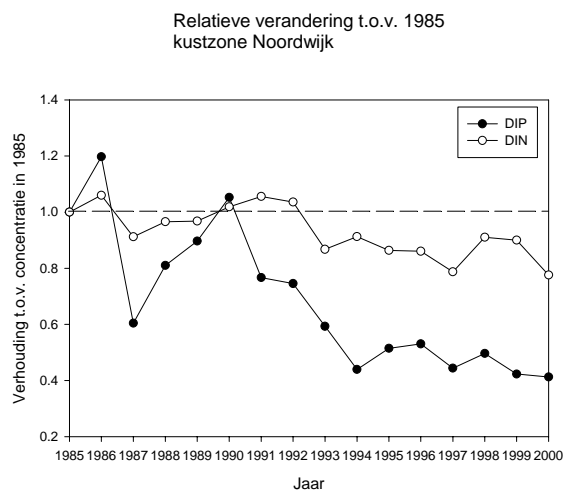
Figuur 3.1

De winterconcentraties van orthofosfaat (DIP) en opgelost anorganisch stikstof (DIN) in de kustzone bij Noordwijk, bij een saliniteit van 30 psu. De doorgetrokken lijn geeft de gemiddelde concentratie, de onderbroken lijnen geven het 95% betrouwbaarheidsinterval



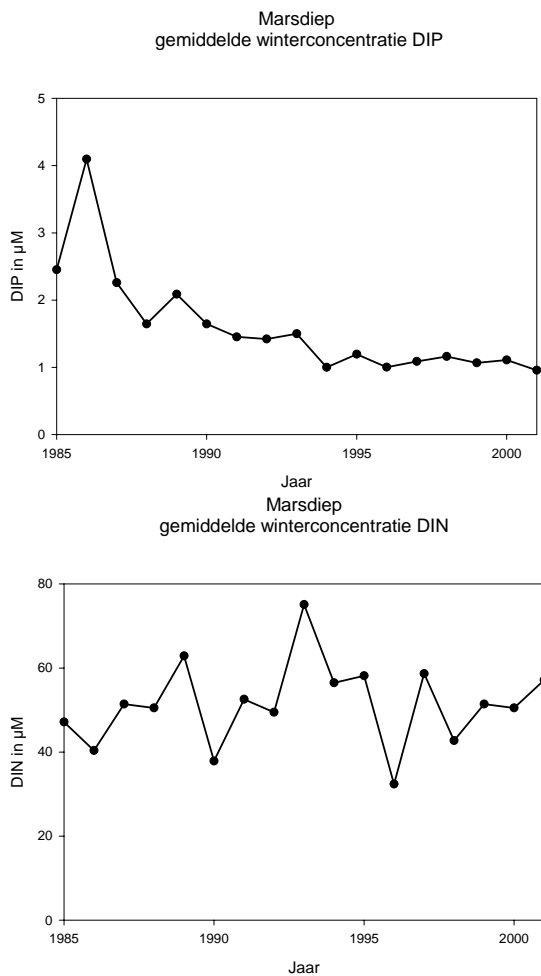
Figuur 3.2

De verandering in de concentraties van DIP en DIN ten opzichte van de concentraties in het referentiejaar 1985, in de kustzone bij Noordwijk



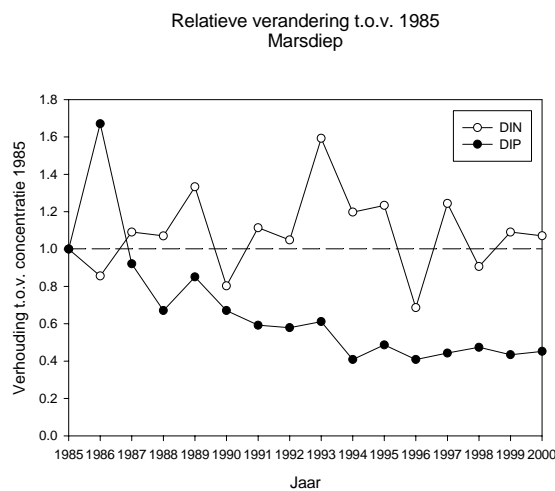
Figuur 3.3

De gemiddelde winterconcentraties van orthofosfaat (DIP) en opgelost anorganisch stikstof (DIN) in het Marsdiep (westelijke Waddenzee).



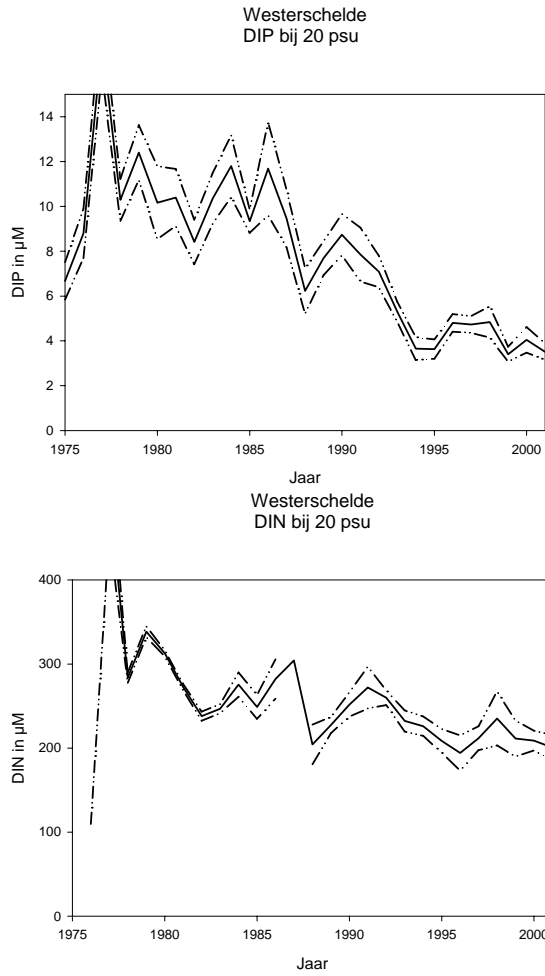
Figuur 3.4

De verandering in de concentraties van DIP en DIN ten opzichte van de concentraties in het referentiejaar 1985, in het Marsdiep



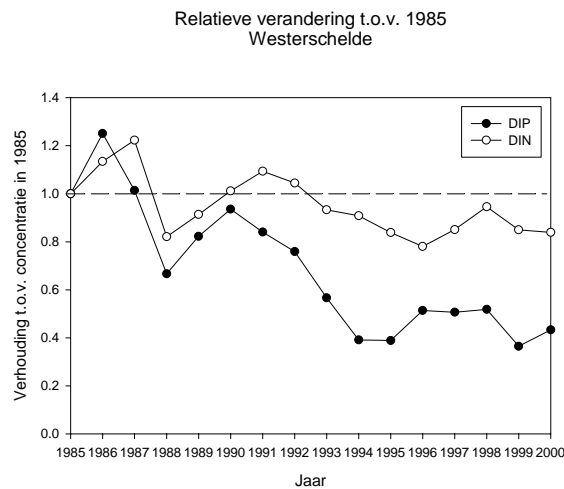
Figuur 3.5

De winterconcentraties van orthofosfaat (DIP) en opgelost anorganisch stikstof (DIN) in de Westerschelde, bij een saliniteit van 20 psu. De doorgetrokken lijn geeft de gemiddelde concentratie, de onderbroken lijnen geven het 95% betrouwbaarheidsinterval



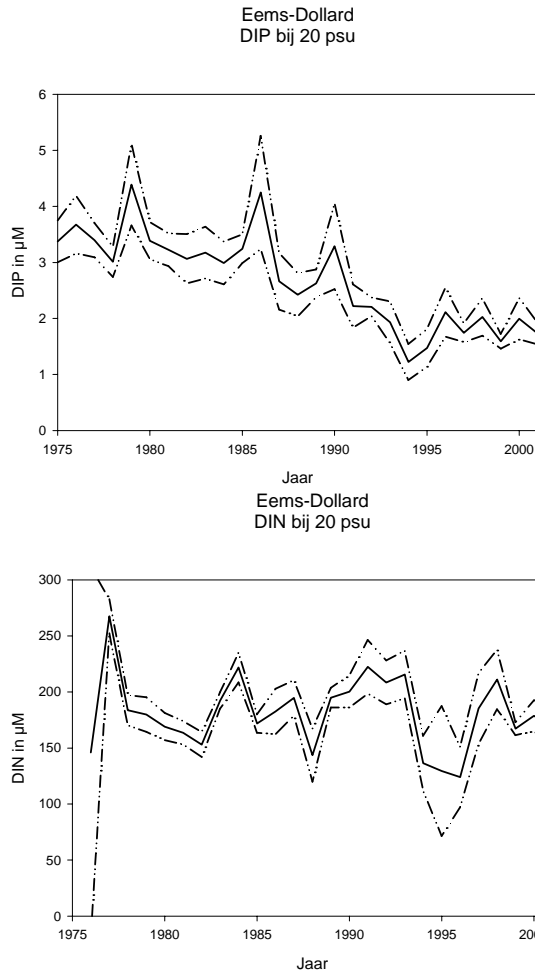
Figuur 3.6

De verandering in de concentraties van DIP en DIN ten opzichte van de concentraties in het referentiejaar 1985, in de Westerschelde



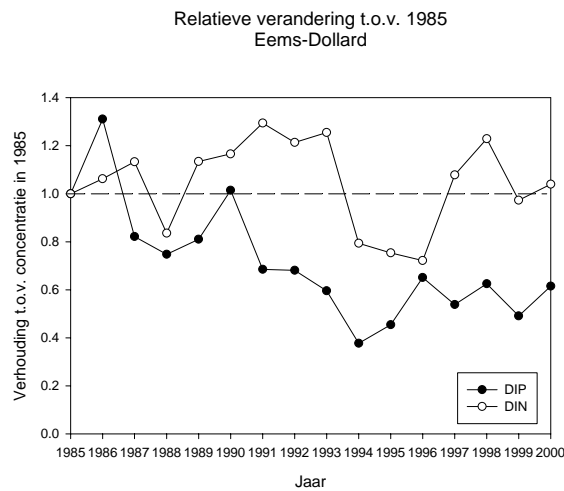
Figuur 3.7

De winterconcentraties van orthofosfaat (DIP) en opgelost anorganisch stikstof (DIN) in het Eems-Dollard, bij een saliniteit van 20 psu. De doorgetrokken lijn geeft de gemiddelde concentratie, de onderbroken lijnen geven het 95% betrouwbaarheidsinterval



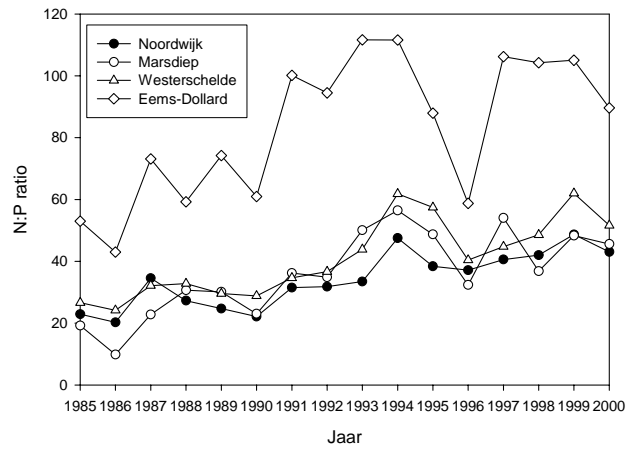
Figuur 3.8

De verandering in de concentraties van DIP en DIN ten opzichte van de concentraties in het referentiejaar 1985, in het Eems-Dollard



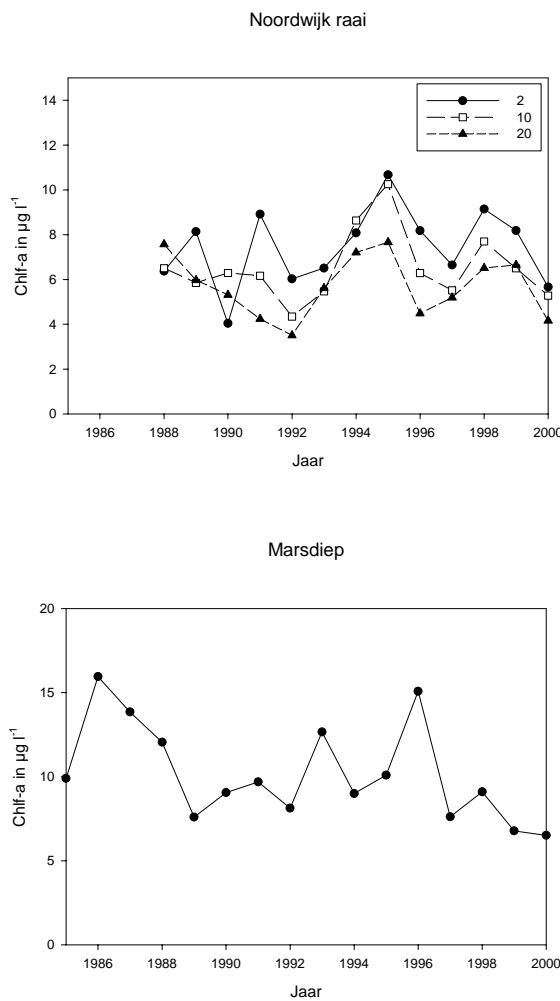
Figuur 3.9

De molaire verhouding tussen stikstof en fosfaat in de 4 gebieden



Figuur 3.10

De jaargemiddelde chlorofylconcentraties voor de Hollandse kust (3 monsterpunten in de 0-20 km strook) en in het Marsdiep (westelijke Waddenzee)



3.3.3 Chlorofyl

Voor geen enkele locatie is een significante lineaire trend in de jaargemiddelde chlorofylconcentraties waargenomen. Voor een aantal locaties die het meest direct beïnvloed worden door de afvoer via Rijn/Maas, namelijk de punten op de Noordwijkstraai voor de Hollandse kust en de westelijke Waddenzee zijn de jaargemiddelde chlorofylconcentraties weergegeven in Figuur 3.10.

3.4 Conclusies

Uit het verloop in de winterconcentraties van fosfaat over de periode 1985-2000 kan worden afgeleid dat deze met ongeveer 60% zijn gedaald ten opzichte van 1985, in de kuststrook bij Noordwijk en de westelijke Waddenzee. Een identieke daling is opgetreden in de Westerschelde, terwijl de gehalten in het Eems-Dollard met ongeveer 40% gedaald zijn. Als gevolg van de daling in de concentraties, waren de gehalten van fosfaat in de Hollandse kustzone van de Noordzee (Noordwijk) in 2000 ongeveer 1.5 maal boven de natuurlijke achtergrond.

De winterconcentraties van stikstof vertonen een daling met ongeveer 20% over de periode 1985-2000, voor de kuststrook bij Noordwijk. In de Westerschelde is een daling van dezelfde grootte waargenomen. In de westelijke Waddenzee en Eems-Dollard zijn de stikstofgehalten niet meetbaar veranderd. De stikstofgehalten in de Hollandse kustzone van de Noordzee (Noordwijk) waren in 2000 ongeveer 3.5 maal de natuurlijke achtergrondconcentratie.

Als gevolg van de verschillen in daling tussen fosfaat en stikstof zijn de verhoudingen tussen stikstof en fosfaat sterk gestegen op alle locaties, met als gevolg dat de relatieve overmaat van stikstof is toegenomen. De N:P verhouding op de Noordwijkstraai was in 2000 ongeveer gelijk aan 40. Op grond van de natuurlijke achtergrondconcentraties betekent dit dat de huidige N:P verhouding ongeveer 2 maal verhoogd is.

De concentraties van fosfaat zijn in alle watersystemen aanmerkelijk gedaald sinds 1985 (ongeveer 60%). In de Eems-Dollard was de daling wat minder (40%) dan in de andere watersystemen, wat waarschijnlijk te verklaren is uit de minder grote daling in de vrachten van fosfor via de Ems (De Jong et al., 1999). Voor stikstof is een significante daling met ongeveer 20% opgetreden in Westerschelde en Noordzee kustzone, maar zijn de concentraties in de westelijke Waddenzee en Eems-Dollard niet afgenomen. In de westelijke Waddenzee is geen effect waargenomen van de halvering van de ammoniabelasting vanuit het IJsselmeer, en zijn de concentraties van nitraat over de periode 1985-1996 zelfs gestegen, wat waarschijnlijk een gevolg is van afgenomen retentie in het IJsselmeer (De Jong et al., 1999). Voor de westelijke Waddenzee bestaat een duidelijk verband tussen belasting vanuit het IJsselmeer en winterconcentraties van DIP en DIN (De Vries et al., 1998), en de afwezigheid van een daling in DIN concentraties kan daarom verklaard worden uit nauwelijks veranderde belasting vanuit het IJsselmeer (De Jong et al., 1999). In hoeverre een relatie is met de bronnen, waaronder de landbouw, een verklaring kan zijn voor de verschillen in trends tussen Westerschelde en Noordzee enerzijds, en Waddenzee anderzijds is op dit moment niet te beantwoorden zonder beter inzicht in de emissies in de verschillende gebieden.

Een voorspelling van de toekomstige trends is evenmin mogelijk, zonder inzicht in de onderliggende factoren.

Over de periode 1985-2000 zijn voor geen enkel station in de kustwateren significante trends in de chlorofylconcentraties waargenomen. Dit past in het algemene beeld, dat stikstof de bepalende factor is voor de algengroei. Er zijn geen of beperkte afnames in stikstof opgetreden, en de concentraties van stikstof in de kustwateren zijn te hoog om al beperkend te worden voor de algengroei (De Vries et al., 1998). Eerdere modelberekeningen voor de Hollandse kustzone geven aan dat pas bij een reductie in de stikstofbelastingen en –concentraties in de orde van 50% effecten op de chlorofylconcentraties te verwachten zijn (RIVM, 2000)

4 Effecten van varianten van verliesnormen

4.1 Werkwijze

De verliesnormen in MINAS geven aan hoe groot het overschot aan stikstof en fosfaat per landbouwbedrijf mag zijn, d.w.z. hoeveel meer een bedrijf mag aanvoeren dan dat er wordt afgevoerd in de vorm van mest, meststoffen en plantaardige en dierlijke producten. De verliesnormen zijn daarmee een maat voor de hoeveelheid N en P die per bedrijf ophoopt en naar het milieu verdwijnt.

De effecten van verschillende varianten van verliesnormen op de waterkwaliteit van de oppervlaktewateren is berekend met een keten van modellen. Met behulp van het uitspoelingsmodel STONE is de in- en afspoeling van N en P van landbouwgronden naar het oppervlaktewater berekend. Vervolgens zijn de effecten op de grote zoete oppervlaktewateren berekend met het model Stofstromen. Dit model levert ook de resulterende vrachten van nutriënten naar de kuststrook. Deze berekeningen zijn uitgevoerd voor 3 varianten van verliesnormen (RIVM, 2002):

- variant A is de referentievariant, met de verliesnormen die van kracht werden in 1998
- variant D1 geeft de verliesnormen die volgens de Meststoffenwet in 2003 van kracht worden (na evaluatie door de Tweede Kamer)
- variant H is een vergaande variant met een sterke aanscherping van de verliesnormen en het areaal uitspoelinggevoelige gronden

Een uitgebreide beschrijving van werkwijze en resultaten voor bodem, grondwater en zoete oppervlaktewateren is te vinden in Oenema et al. (2002).

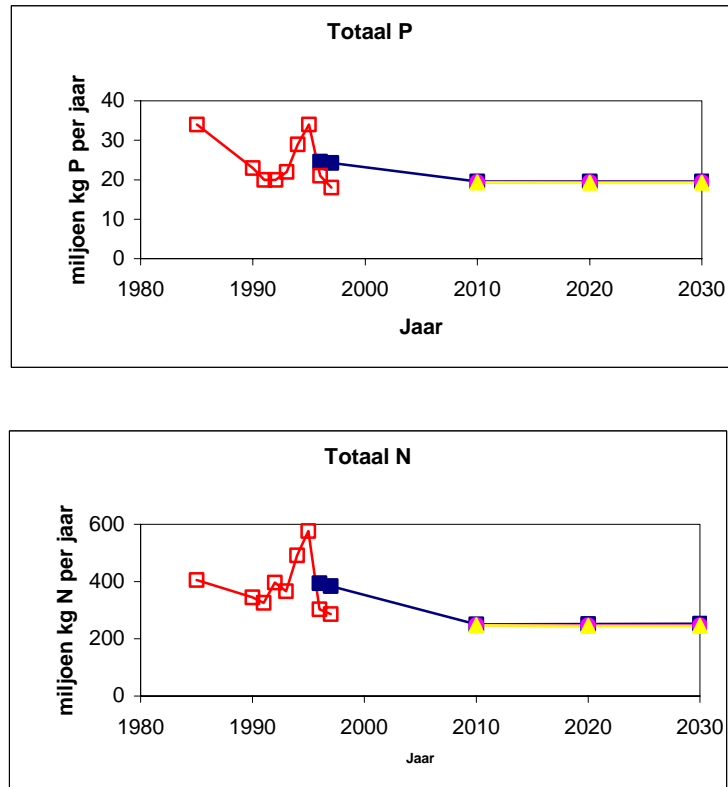
De effecten van de nutriëntenvrachten op de concentraties van nutriënten en chlorofyl in de Nederlandse kustwateren zijn vervolgens berekend met behulp van het ecologische model ONL-GEM, dat een beschrijving geeft van de gehele Nederlandse kuststrook inclusief de Waddenzee (Wijsman, 2002).

De concentraties van nutriënten in de grote Rijkswateren zijn berekend voor het referentiejaar 1996, en voor de varianten A, D1, en H voor de jaren 2010, 2020 en 2030 (Oenema et al, 2002). Aan de hand van concentraties en debieten voor 15 verschillende punten zijn de lozingen naar de kustwateren, voor de verschillende varianten, berekend. Uit een vergelijking tussen de varianten blijkt, dat deze slechts in geringe mate verschillen in de omvang van de nutriëntenvrachten naar zee (< 5%). Uit een vergelijking met de gemeten vrachten naar zee over de periode 1985-1997 blijkt wel, dat er nog een aanzienlijke daling in de nutriëntenvrachten naar zee te verwachten is, van ongeveer 20% voor totaal-P en ongeveer 35% voor totaal-N (Figuur 4.1). Deze daling wordt veroorzaakt door verwachte dalende aanvoer vanuit het buitenland via grensoverschrijdende rivieren (Oenema et al, 2002).

De, met behulp van Stofstromen berekende, vrachten naar zee zijn vergeleken met actuele metingen. Uit die validatie bleek dat de berekende vrachten afwijken van de waarnemingen, met name in de verdeling van stikstof en fosfor over verschillende componenten. Voor de lozingen via de Nieuwe Waterweg en het IJsselmeer bleek het detritusaandeel in de modeluitkomsten overschat te worden, terwijl de fosfaatvrachten sterk onderschat werden. Voorzien werd dat dit mogelijk effect zou kunnen hebben op de uitkomsten van het ONL-GEM model, dat gekalibreerd is op gemeten vrachten. Daarom is besloten de reductiepercentages voor de varianten A, D1 en H, berekend met Stofstromen, toe te passen op de gemeten vrachten. Hieruit is de stikstof- en fosforbelasting naar zee voor de verschillende varianten en jaren berekend.

Figuur 4.1

Vrachten van stikstof en fosfor naar de Noordzee. Resultaten voor de jaren 1985-1997 zijn gemeten vrachten (open vierkanten). Voor de periode 1996-2030 zijn de berekende vrachten voor de varianten A (dichte vierkanten), D (cirkels) en H (driehoeken) weergegeven.



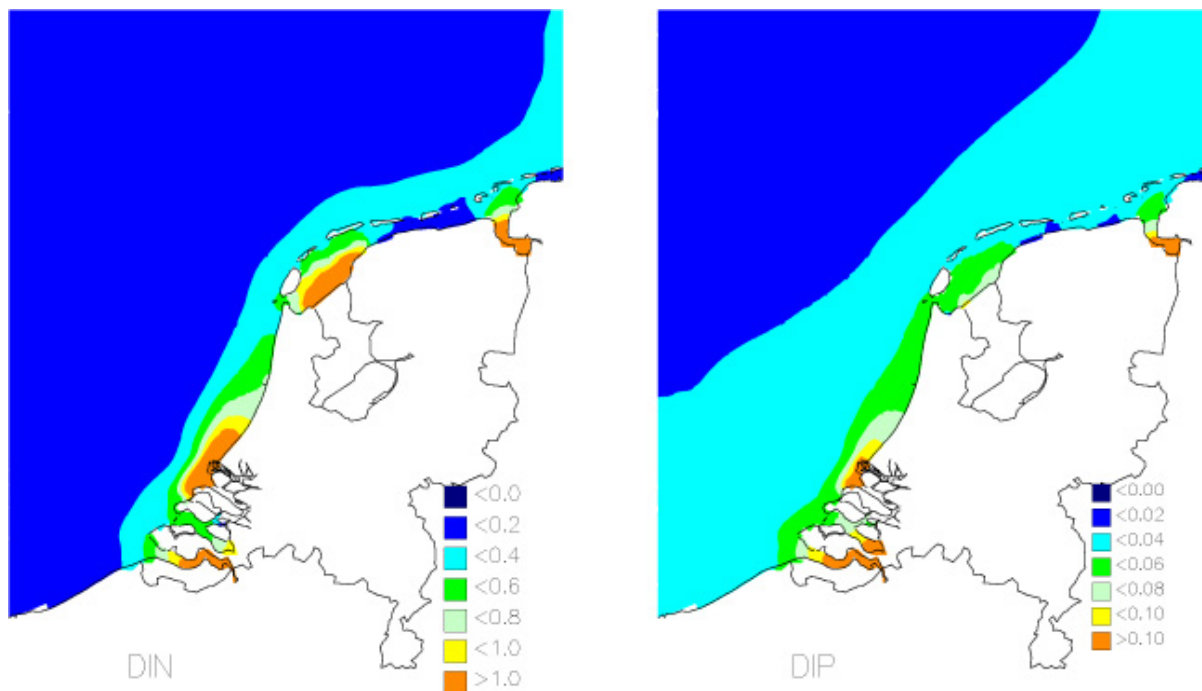
Voor de kuststrook zijn naast de belasting vanuit Nederland, ook andere bronnen van belang. Hierbij gaat het om de aanvoer van stikstof en fosfor vanuit de Atlantische Oceaan, en om de aanvoer via buitenlandse rivieren (België, Frankrijk, Verenigd Koninkrijk, Duitsland). Voor deze bronnen is gebruik gemaakt van de gegevens uit het ONL lozingenbestand voor 1996 (Wijsman, 2002).

4.2 Effecten van varianten

De resultaten van de modelberekeningen zijn in detail beschreven in Wijsman (2002). In dit rapport worden de belangrijkste resultaten weergegeven. De winterconcentraties van nutriënten in de Nederlandse kuststrook vertonen een gradiënt als gevolg van de menging van nutriëntenrijk rivierwater met het veel voedselarmere oceaanwater, dat via het Kanaal naar de Nederlandse kuststrook wordt getransporteerd. De concentraties van nutriënten zijn daarom het hoogst bij de monding van de grote rivieren (Schelde, Rijn/Maas), en in de westelijke Waddenzee waar vanuit het IJsselmeer gespuid wordt (Figuur 4.2). Voor variant H is de ruimtelijke verdeling van nutriënten in 2030 weergegeven in figuur 4.3. In de gehele kuststrook, waar de nutriëntenconcentraties hoger zijn dan op de centrale Noordzee, dalen de winterconcentraties van opgelost anorganisch stikstof (DIN) en fosfaat (DIP) in vergelijking met 1996. De grootste veranderingen treden op bij de uitstroom van de grote rivieren en het

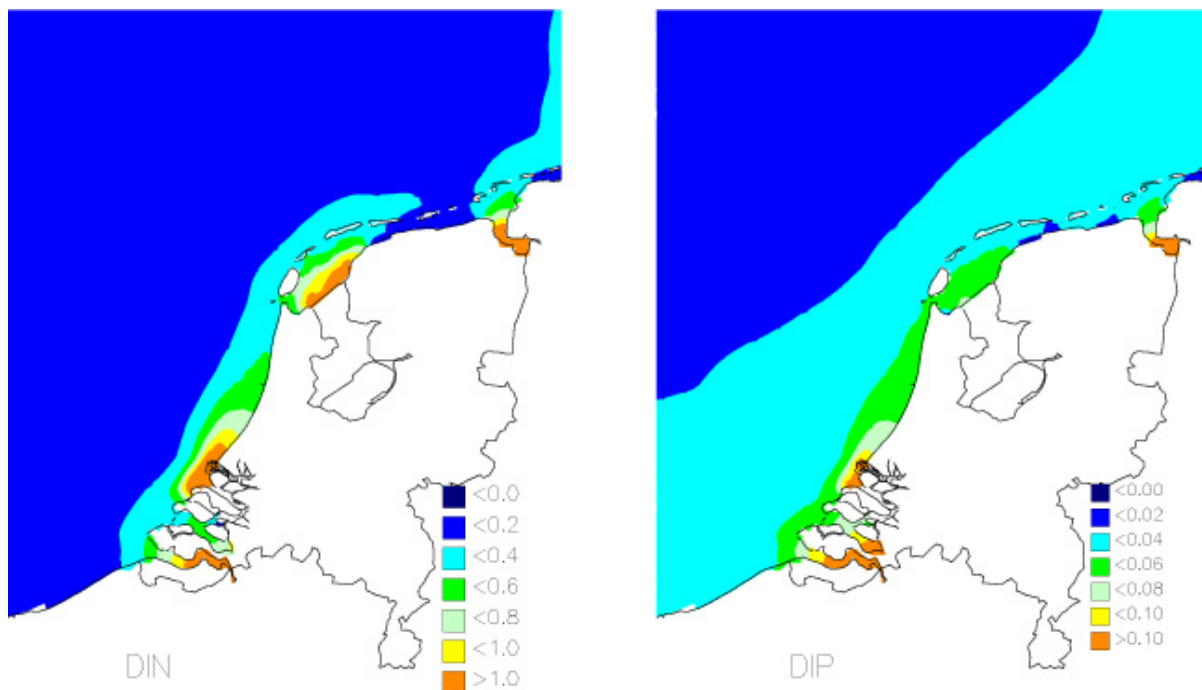
Figuur 4.2

De berekende gemiddelde winterconcentraties van opgelost anorganisch stikstof (DIN in mg l^{-1}) en fosfaat (DIP in mg l^{-1}) in de Nederlandse kustzone in 1996 (Wijsman, 2002)



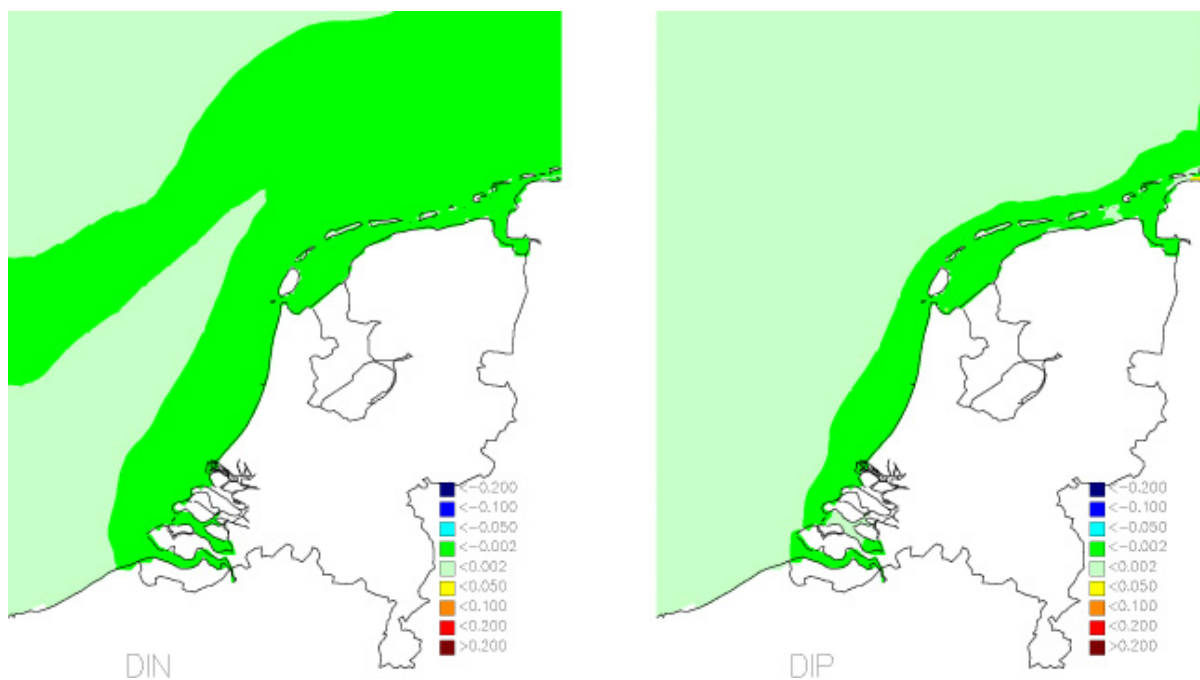
Figuur 4.3

De berekende gemiddelde winterconcentraties van opgelost anorganisch stikstof (DIN in mg l^{-1}) en fosfaat (DIP in mg l^{-1}) in de Nederlandse kustzone voor variant H in 2030 (Wijsman, 2002)



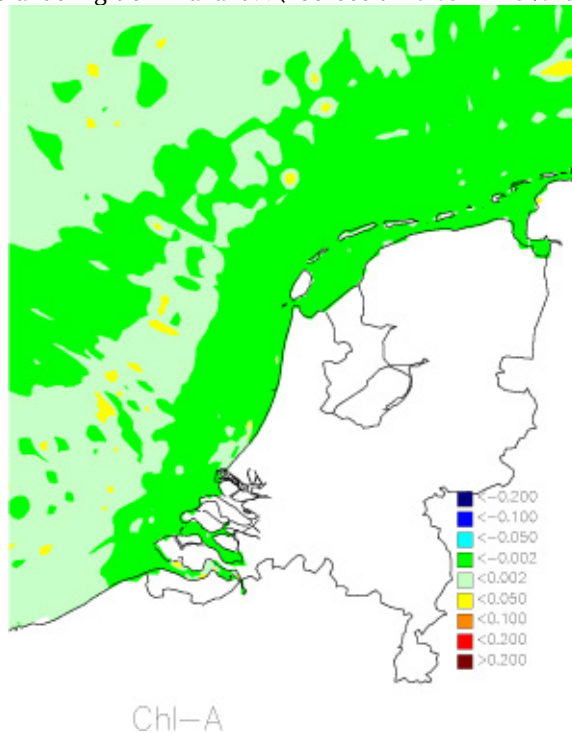
Figuur 4.4a

De relatieve verschillen tussen variant A en variant H in 2030 in de gemiddelde winterconcentraties van DIN en DIP. Het verschil tussen de varianten is berekend als relatieve verandering t.o.v. variant A (voorbeeld: -0.05 = H 5% lager dan A) (Wijsman, 2002) .



Figuur 4.4b

De relatieve verschillen tussen variant A en variant H in 2030 in de jaargemiddelde chlorofylconcentratie. Het verschil tussen de varianten is berekend als relatieve verandering t.o.v. variant A (voorbeeld: -0.05 = H 5% lager dan A) (Wijsman, 2002).



IJsselmeer. Zoals reeds opgemerkt, wordt deze daling vooral veroorzaakt door de dalende rivieraanvoer vanuit het buitenland.

De verschillen tussen de varianten A, D1 en H in vrachten naar zee zijn gering. Als gevolg hiervan, zijn ook de verschillen in concentraties van nutriënten uitermate beperkt, en alleen lokaal, dicht bij de belangrijkste bronnen, terug te vinden. Uit een vergelijking tussen variant A en variant H blijkt, dat de wintergemiddelde concentraties van DIN en DIP in variant H op die locaties maximaal 3% lager zijn dan in variant A (Figuur 4.4a). Over de gehele kuststrook bezien zijn de verschillen minder dan 1%. De effecten op algenbloeien, uitgedrukt in de jaargemiddelde concentraties van chlorofyl-*a*, zijn globaal van een zelfde grootte (Figuur 4.4b).

Naast de effecten op wintergemiddelde nutriëntenconcentraties en jaargemiddelde chlorofylconcentraties, is ook nagegaan wat de effecten van de verschillende varianten op het seizoensverloop is. Lagere winterconcentraties kunnen tot gevolg hebben, dat gedurende het voorjaar of de zomer langere periodes met lage nutriëntenconcentraties ontstaan. Dit kan er toe leiden dat gedurende langere tijd de algengroei geremd wordt door onvoldoende beschikbaarheid van stikstof of fosfor. Het berekende seizoensverloop op het punt Noordwijk 10 van de concentraties van DIN, DIP en chlorofyl in 1996, en in 2030 voor de varianten A, D1 en H, is weergegeven in Figuur 4.5. Dit punt is gelegen op 10 km uit de kust bij Noordwijk, en ligt dus stroomafwaarts van de uitstroom van Rijn en Maas via het Haringvliet en de Nieuwe Waterweg. Ook hier geldt dat de drie varianten A, D1 en H niet wezenlijk van elkaar verschillen. Wel kan geconcludeerd worden dat de daling in de nutriëntenvracht naar zee ten opzichte van 1996, resulteert in een iets langere zomerperiode met lage stikstofconcentraties, als gevolg waarvan ook de zomerbloeien van algen met ongeveer 10% in omvang afnemen. Zoals al eerder gesteld, is dit verschil tussen de varianten en de voor 1996 berekende situatie een gevolg van dalende buitenlandse aanvoer.

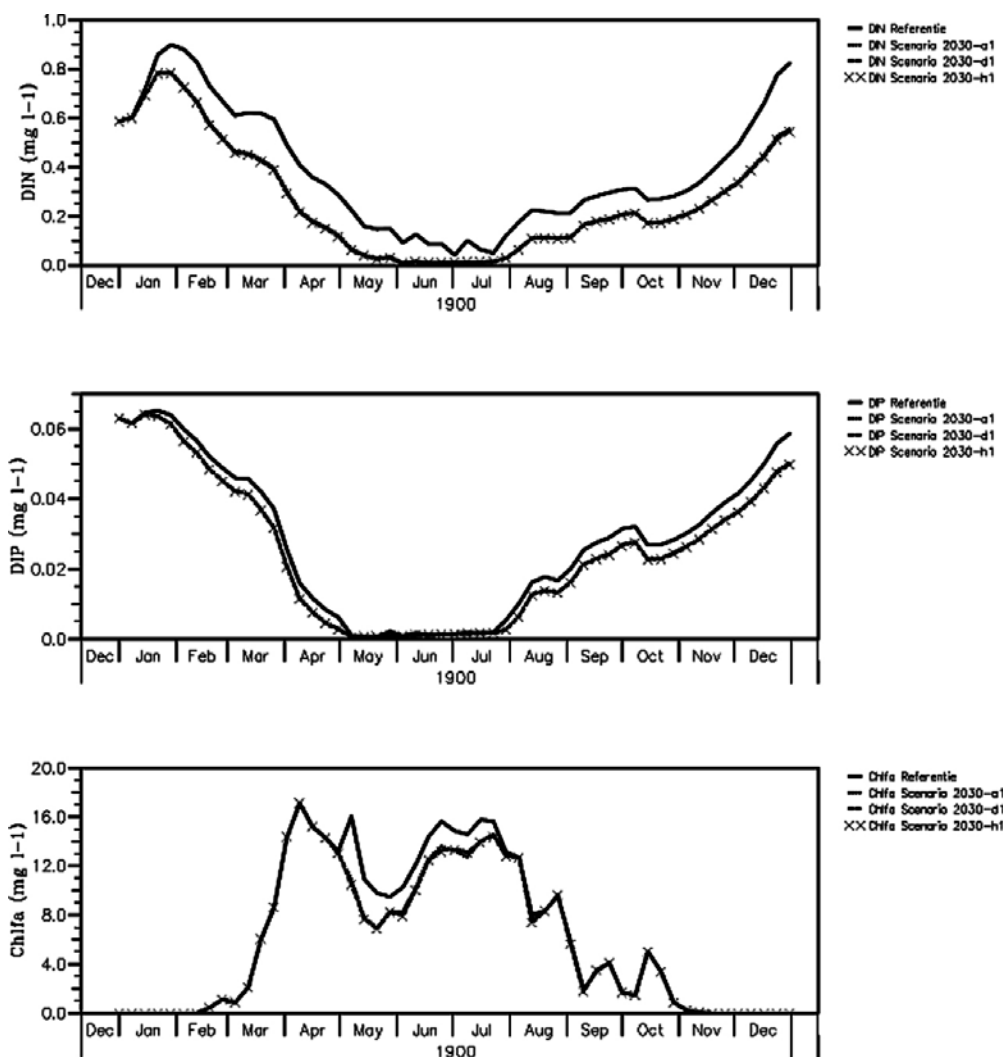
4.3 Conclusies

Aanscherping van de verliesnormen heeft nauwelijks effect op de belasting van de zoute wateren (Noordzee kuststrook en Waddenzee). Aanscherping van variant A naar H leidt tot een vermindering van de belasting van de zoute wateren met minder dan 5%. De geringe effecten van aanscherping worden veroorzaakt door de geringe afname van de concentraties in de zoete oppervlaktewateren bij aanscherping van de verliesnormen, en door de relatief grote bijdrage van grensoverschrijdende rivieren aan de totale afvoer van stikstof en fosfor naar het kustwater (Tabel 2.1). De verschillen in nutriëntenvrachten naar zee tussen de varianten leiden tot geringe verschillen in concentraties van stikstof en fosfor, van maximaal 3% op locaties dicht bij de lozingspunten, maar over de gehele kuststrook bezien minder dan 1%. De effecten van de varianten op de concentratie van chlorofyl zijn van een zelfde omvang (Wijsman, 2002).

Ten opzichte van 1996 daalt de belasting met stikstof met ongeveer 35%, en de belasting met fosfaat met ongeveer 20%. Deze daling wordt voornamelijk veroorzaakt door daling in de aanvoer via grensoverschrijdende rivieren (Figuur 4.1). Naar verhouding daalt de belasting naar de Hollandse kustzone iets sterker dan de directe belasting op de Waddenzee

Figuur 4.5

De berekende seizoensvariatie in de concentraties van DIN, DIP en chlorofyl in 1996 (getrokken lijn) en voor de varianten A, D1 en H in 2030, op de locatie Noordwijk 10 (Wijsman, 2002).



5 Literatuur

- Beukema, J. J. (1991). Changes in composition of bottom fauna of a tidal-flat area during a period of eutrophication. *Mar. Biol.* 111: 293-301
- Beukema, J. J. & Cadée, G. C. (1991). Growth rates of the bivalve *Macoma balthica* in the Wadden Sea during a period of eutrophication: relationships with concentrations of pelagic diatoms and flagellates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 68: 249-256
- Billen, G. & Garnier, J. (1997). The Phison River plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aquat. Microb. Ecol.* 13: 3-17
- Borum, J. (1996). Shallow waters and land/sea boundaries. In: Jørgensen, B. B. & Richardson, K. (eds) *Eutrophication in coastal and marine ecosystems. Coastal and estuarine studies 52.* American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 179-203
- Cadée, G. C. (1984). Has input of organic matter into the western part of the Dutch Wadden Sea increased during the last decades? In: Laane, R. W. P. M. & Wolff, W. J. (eds) *The role of organic matter in the Wadden Sea; Proc. 4th Int. Wadden Sea Symp., Netherlands Institute for Sea Research - Publication Series edn., Vol. 10., Texel, The Netherlands, pp. 71-82*
- Cadée, G. C. (1986). Increased phytoplankton primary production in the Marsdiep area (Western Dutch Wadden Sea). *Neth. J. Sea Res.* 20: 285-290
- Cadée, G. C. (1992). Variation in Marsdiep phytoplankton. *ICES Mar. Sci. Symp.* 195: 213-222
- Cadée, G. C. & Hegeman, J. (1986). Seasonal and annual variation in *Phaeocystis pouchetii* (Haptophyceae) in the westernmost inlet of the Wadden Sea during the 1973 to 1985 period. *Neth. J. Sea Res.* 20: 29-36
- Cadée, G. C. & Hegeman, J. (1991). Phytoplankton primary production, chlorophyll and species composition, organic carbon and turbidity in the Marsdiep in 1990, compared with foregoing years. *Hydrobiol. Bull.* 25: 29-35
- Cadée, G. C. & Hegeman, J. (1993). Persisting high levels of primary production at declining phosphate concentrations in the Dutch coastal area (Marsdiep). *Neth. J. Sea Res.* 31: 147-152
- Caraco, N., Cole, J. & Likens, G. E. (1990). A comparison of phosphorus immobilization in sediments of freshwater and coastal marine systems. *Biogeochemistry* 9: 277-290
- Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210: 223-253
- Conley, D. J. (2000). Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia* 410: 87-96
- Conley, D. J., Schelske, C. L. & Stoermer, E. F. (1993). Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 101: 179-192
- De Jong, F., Bakker, J. F., Van Berkel, C. J. M., Dankers, N. M. J. A., Dahl, K., Gätje, C., Marencic, H. & Potel, P. (1999). 1999 Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany, 259 pp.
- De Vries, I., Los, H., Jansen, R., Cramer, S. & Van der Tol, M. (1993). Risico-analyse eutrofiëring Noordzee. . DGW-93.029, Den Haag, pp.
- De Vries, I., Boers, P. C. M., Heinis, F., Bruning, C. & Sweerts, J.-P. R. A. (1998a). Targets for nitrogen in the River Rhine. Nitrogen as a steering factor in marine and freshwater ecosystems. . Rapport RIKZ/OS 98.129X, RIZA 98.117X, Den Haag, 41 pp.

- De Vries, I., Duin, R. N. M., Peeters, J. C. H., Los, F. J., Bokhorst, M. & Laane, R. W. P. M. (1998b). Patterns and trends in nutrients and phytoplankton in Dutch coastal waters: comparison of time-series analysis, ecological model simulation, and mesocosm experiments. *ICES J. Mar. Sci.* 55: 620-634
- Duin, R.N.M. & M. Latuhihin, 2001. Trends in DIN en DIP concentratie en de DIN/DIP verhouding voor de Westerschelde en de Eems-Dollard. Werkdocument RIKZ/IT/2001-032x.
- Fisher, T. R., Peele, E. R., Ammerman, J. W. & Harding Jr., L. W. (1992). Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 82: 51-63
- Gerlach, S. A. (1990). Nitrogen, phosphorus, plankton and oxygen deficiency in the German Bight and Kieler Bay. *Kieler Meeresforschungen Sonderheft* 7: 1-341
- Granéli, E., Johansson, N. & Panosso, R. (1998). Cellular toxin contents in relation to nutrient conditions for different groups of phycotoxins. In: Reguera, B., Blanco, J., Fernández, M. L. & Wyatt, T. (eds) *Harmful algae*. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Vigo, pp. 321-324
- Hecky, R. E. & Kilham, P. (1988). Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanogr.* 33: 796-822
- Howarth, R. W. (1988). Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 19: 89-110
- Klein, A. W. O. & Van Buuren, J. T. (1992). Eutrophication of the North Sea in the Dutch coastal zone 1976-1990. In: Van Buuren, J. T. (ed.) *Tidal Waters Division, Ministry of Transport and Public Works, 's-Gravenhage*, 70 pp.
- Laane, R.W.P.M., E.M.L. Yland & W.J.M. van Zeijl, 2000. Evaluatie nutriënten-monitoring in de winter in de Nederlandse kustzone. Rapport RIKZ/2000.004
- Nixon, S. W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199-219
- Officer, C. B. & Ryther, J. H. (1980). The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 3: 83-91
- Oenema O, Stam G, Van Liere L, Prins TC & De Blois C (2002) Effecten van varianten van verliesnormen op de kwaliteit van het oppervlaktewater in Nederland. Rapport RIVM/Alterra/RIZA/RIKZ, in druk
- OSPAR Commission 2000 (2000). Quality Status Report 2000, Region II. Greater North Sea. . OSPAR Commission, London, 136+xiii pp.
- Peeters, J. C. H. & Peperzak, L. (1990). Nutrient limitation in the North Sea: a bioassay approach. *Neth. J. Sea Res.* 26: 61-73
- Peeters, J. C. H., Haas, H., Peperzak, L. & Wetsteyn, L. P. M. J. (1991). Limiting factors for phytoplankton in the North Sea. *Water Sci. Technol.* 24: 261-267
- Peeters, J. C. H., Laane, R. W. P. M. & Peperzak, L. (1993). De relatie tussen nutriënten in de Rijn en in het kustwater van de Noordzee: effecten en doelen. In: Boers, P., Laane, W., Van Lier, L., Peeters, Parma, S. & Van der Does, J. (eds) *Eutrofiëring en beleid in Nederland, hoe verder? RIZA 93.056X, DGW 93.007, RIVM 732404002,, p. 51*
- Peeters, J. C. H., Los, F. J., Jansen, R., Haas, H. A., Peperzak, L. & De Vries, I. (1995). The oxygen dynamics of the Oyster Ground, North Sea. Impact of eutrophication and environmental conditions. *Ophelia* 42: 257-288
- Phillipart, C. J. M., Cadée, G. C., Van Raaphorst, W. & Riegman, R. (2000). Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: Algal community structure, nutrient budgets, and denitrification potential. *Limnol. Oceanogr.* 45: 131-144

- Plette ACC, Verstappen GGC & Boers PGM (2002) Mest en oppervlaktewater; een terugblik. 1985-2000. RIZA rapport nr 2002.019
- Prins, T. C., Escaravage, V., Wetsteyn, L. P. M. J., Peeters, J. C. H. & Smaal, A. C. (1999). Effects of different N- and P-loading on primary and secondary production in an experimental marine ecosystem. *Aquat. Ecol.* 33: 65-81
- Radach, G. (1992). Ecosystem functioning in the German Bight under continental nutrient inputs by rivers. *Estuaries* 15: 477-496
- RIVM, 2000. Nationale Milieuverkenning 5. 2000-2030. Samson, Alphen aan de Rijn, 271 p.
- RIVM (2002) MINAS en Milieu. Balans en verkenning. RIVM rapport 718201005
- Ryther, J. H. & Dunstan, W. M. (1971). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. *Science* 171: 1008-1013
- Schaub, B. E. M. & Gieskes, W. W. C. (1991). Eutrophication of the North Sea: the relation between Rhine river discharge and chlorophyll-a concentration in Dutch coastal waters. In: Elliott, M. & Ducrotoy, J.-P. (eds) *Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons.* . Olsen & Olsen, Fredensborg, pp. 85-90
- Smayda, T. J. (1990). Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: Evidence for a global epidemic. In: Granéli, E., Sundström, B., Edler, L. & Anderson, D. M. (eds) *Toxic marine phytoplankton.* . Elsevier, New York, pp. 29-40
- Van Liere E & Jonkers DA (2002) Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM rapport 703715005/2002, 122 pp
- Van Raaphorst, W., V.N. de Jonge, D. Dijkhuizen & B. Frederiks, 2000. Natural background concentrations of phosphorus and nitrogen in the Dutch Wadden Sea. Rapport RIKZ/2000.013
- Veldhuis, M. J. W., Colijn, F. & Venekamp, L. A. H. (1986). The spring bloom, of *Phaeocystis pouchetii* (Haptophyceae) in Dutch coastal waters. *Neth. J. Sea Res.* 20: 37-48
- Wijsman, J.W.M., 2002. Effect mestbeleid op nutriënten- en algenconcentraties in de Nederlandse kustzone. Opgesteld door WL I Delft Hydraulics in opdracht van RIKZ. WL rapport Z3322.