

Mest en oppervlaktewater

Een terugblik

1985-2000

**Rapportage van de cluster diagnose oppervlaktewaterkwaliteit,
ten behoeve van de evaluatie meststoffenwet 2002**

RIZA rapport nr 2002.019

ISBN 9036954401

Eds. :

A.C.C. Plette

G.G.C. Verstappen

P.G.M. Boers

Met bijdragen van:

RIZA: L. van Ballegooien, C. de Blois, R. Brouwer, R.M.A. Breukel, F.A.M. Claessen, J.R. Eulen, A. Griffioen, P.M.T.C. Hoogeveen, H.C. Klavers, K.Kooistra, F.M.R. Leus, J.F.N. Maaskant, M.J.J.M. Oudendijk, I.L. van de Pelt, R. Portielje, K.H. Prins, S. de Rijk, J.C. van de Roovaart, H. Ruiter, G.J. Stam, O. van de Velde

RIKZ: M. Bokhorst, T.C. Prins

RIVM: E. van Liere, J. Willems

Inhoudsopgave

SAMENVATTING

1	INLEIDING	1
1.1	DIAGNOSE KWALITEIT OPPERVLAKTEWATER VOOR DE EVALUATIE MESTSTOFFENWET	1
1.2	DE GEOMPLICEERDE RELATIE TUSSEN MESTGEBRUIK EN OPPERVLAKTEWATER-KWALITEIT	2
2	MILIEUDOELSTELLINGEN	5
2.1	INLEIDING: DOELSTELLINGEN	5
2.2	GENERIEKE KWALITEITSNORMEN ZOET OPPERVLAKTEWATER	5
2.3	DOELSTELLINGEN VOOR DE EMISSIE OF BELASTING	6
2.4	GEDIFFERENTIEERDE NORMSTELLING VOOR NUTRIËNTEN IN ZOETE WATEREN	7
2.5	NORMEN EN DOELSTELLINGEN VOOR DE ZOUTE WATEREN	10
2.6	CASE GEBIEDSGERICHTE NORMSTELLING: AFWENTELINGSNORMEN VOOR DE RIJN...	12
3	BELASTING VAN HET OPPERVLAKTEWATER.....	15
3.1	OVERZICHT BRONNEN EMISSIES NAAR OPPERVLAKTEWATER.....	15
3.1.1	<i>Nationale belasting oppervlaktewater: 1985 versus 2000.....</i>	<i>15</i>
3.1.2	<i>Regionale verdeling emissies uit de verschillende bronnen</i>	<i>17</i>
3.2	UIT- EN AFSPOELING LANDBOUWGRONDEN	19
3.2.1	<i>Uitspoeling bij verschillende vormen van landgebruik</i>	<i>19</i>
3.3	TOENAME VAN VERMESTING DOOR BESTRIJDING VAN VERDROGING.....	21
3.4	ACHTERGRONDBELASTING	21
3.5	AANVOER VIA DE GROTE RIVIEREN	25
3.6	BRONNEN ANALYSE VOOR EEN PAAR SPECIFIEKE WATERSYSTEMEN	26
3.6.1	<i>N-en P-stromen van landbouw tot Noordzee</i>	<i>26</i>
3.6.2	<i>Bronnen analyse voor Friese Boezem en IJsselmeer.....</i>	<i>26</i>
3.6.3	<i>Bronnen analyse voor de IJssel.....</i>	<i>26</i>
3.7	BALANSSTUDIES	28
4	TRENDANALYSE OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT REGIONALE WATEREN	33
4.1	REGIONALE WATEREN, LANDELIJK BEELD	33
4.2	LANDBOUWBEÏNVLOEDE KLEINE WATEREN	35
4.3	CASE: HET BEERZE-REUSEL GEBIED	39
5	TRENDANALYSE KWALITEIT ZOETE RIJKSWATEREN.....	43
5.1	CHEMISCHE KWALITEIT.....	43
5.2	BIOLOGISCHE KWALITEIT.....	45
5.3	CASE RIJKSMEREN: STREEFBEELDEN, NORMEN, BELASTING EN KWALITEIT.....	46
6	TRENDANALYSE KWALITEIT ZOUTE WATEREN	49
6.1	ZUIDELIJKE DELTA	49
6.1.1	<i>Chemische kwaliteit</i>	<i>49</i>
6.1.2	<i>Case: Volkerak.....</i>	<i>50</i>
6.2	DE KUSTWATEREN; CHEMISCHE EN BIOLOGISCHE KWALITEIT	51

7	SYNTHESE EN CONCLUSIES.....	55
7.1	SYNTHESE	55
7.2	CONCLUSIES	59
	LITERATUURREFERENTIES.....	63
	BIJLAGEN	67

Samenvatting

In het kader van de evaluatie meststoffenwet 2002 wordt een overzicht gegeven van de huidige chemische en ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater in Nederland en de ontwikkelingen hierin in de periode 1985-2000. De ontwikkelingen worden gerelateerd aan de emissies van uit de diverse sectoren, waaronder landbouw.

Zowel in de regionale wateren als in de meeste grote zoete en zoute rijkswateren worden nog steeds te hoge concentraties stikstof en fosfor gemeten. Hierdoor is ook de ecologische kwaliteit van veel wateren nog onvoldoende; eutrofiëringverschijnselen als overmatige algen groei, kroosbedekking en lage biodiversiteit worden veelvuldig waargenomen.

In de zoete wateren is de concentratie fosfor sturend voor dit soort verschijnselen. Midden jaren '80 waren de industrie en de communale bronnen de belangrijkste bronnen voor belasting van het oppervlaktewater met fosfor. Deze sectoren hebben echter in de periode 1985-1995 een forse inspanning geleverd, waardoor nu landbouw de grootste bron is. Voor stikstof is landbouw altijd al de grootste bron geweest. Een klein deel van de belasting door de landbouw komt door directe belasting van het oppervlaktewater, het grootste deel komt echter via uit- en afspoeling in het water terecht.

Uit studies als de trendanalyse voor landbouwbeïnvloede wateren blijkt duidelijk de invloed die landbouw heeft op de waterkwaliteit. De relatie tussen landbouwkundige activiteiten en oppervlaktewaterkwaliteit is echter lastig te kwantificeren, doordat een groot aantal factoren van invloed is op de uiteindelijke belasting als gevolg van mestverliezen. Doordat MINAS pas heel recent is ingevoerd, zijn er nog geen duidelijke effecten van deze maatregel op de oppervlaktewaterkwaliteit waarneembaar.

De totale belasting van het oppervlaktewater is in de periode 1985-1995 behoorlijk gedaald; de RAP/NAP doelstelling (50% emissie reductie voor alle sectoren gezamenlijk) is voor fosfor inmiddels behaald. Voor stikstof moet nog een flinke inspanning geleverd worden. Om voor N aan de RAP/NAP doelstelling te voldoen, zal ook de landbouw een forse emissie reductie moeten realiseren.

De gereduceerde belasting weerspiegelt zich in de chemische kwaliteit van de wateren: Gemiddeld zijn concentraties fosfor een factor 2 of meer gedaald, voor stikstof is de verbetering bescheiden. De trend van dalende concentraties stagneert echter midden jaren '90, terwijl normen en richtinggevende waarden uit de Vierde Nota Waterhuishouding in de meeste wateren nog niet bereikt zijn. Bovendien blijkt dat voor ecologisch herstel nog

lagere concentraties (in de buurt van de streefwaarde) vereist zijn. Dit betekent dat ook voor fosfor een verdere reductie van emissies nodig is.

Recentelijk zijn twee studies afgerond naar de mogelijkheden voor watertype specifieke en gebiedsgerichte normstelling. Een gebiedsgerichte benadering doet meer recht aan de grote regionale verschillen en de enorme diversiteit aan watertypen dan de huidige -generieke-normstelling. Onderzocht is onder andere of voor andere watertypen dan de eutrofiëringgevoelige meren en plassen een soepeler doelstelling voor N en P zou kunnen gelden. Bij het afleiden van specifieke normen geldt echter als randvoorwaarde dat er geen afwenteling mag optreden, er moet rekening gehouden worden met de invloed die bovenstrooms gelegen wateren hebben op de wateren die benedenstrooms liggen. Een globale indruk is dat in veel gevallen hierdoor de eisen voor wateren die benedenstrooms liggen bepalend zijn voor de eventuele mogelijkheden voor versoepeling van de normen voor bovenstrooms gelegen wateren.

1 Inleiding

1.1 *Diagnose kwaliteit oppervlaktewater voor de evaluatie meststoffenwet*

De minister van LNV is wettelijk verplicht om elke twee jaar de Tweede Kamer in te lichten over de werking van de meststoffenwet. De evaluatie die in 2002 wordt uitgevoerd, gaat onder meer in op de wenselijkheid van de aanscherping van de verliesnormen in 2003. Het doel van de evaluatie in 2002 is om vast te stellen of het huidige mestbeleid de mestoverschotten voldoende terug dringt, de gewenste milieukwaliteit gerealiseerd kan worden en de ingezette instrumenten effectief en sociaal-economisch acceptabel zijn.

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 Natuur planbureau heeft het RIZA en RIKZ gevraagd de diagnose voor het deel oppervlaktewaterkwaliteit in te vullen. Deze rapportage is de weerslag van de informatie en de achtergronden bij de diagnose van de waterkwaliteit.

Het doel van deze rapportage is:

- **Een overzicht te geven van de huidige (beleids-)doelstellingen ten aanzien van nutriënten voor de emissies en de chemische en ecologische waterkwaliteit van oppervlaktewater in Nederland.**
- **De huidige kwaliteit van het oppervlaktewater te beschrijven en de ontwikkelingen in de periode 1985-2000 ten aanzien van emissies, chemische en ecologische kwaliteit te schetsen.**
- **Waar mogelijk de invloed van de landbouw op de waterkwaliteit aan te geven en na te gaan of er al effecten van MINAS zichtbaar zijn.**

Voor de uitvoering van dit project is een werkgroep geformeerd met deskundigen van RIZA, RIKZ en RIVM. De rapportage is opgesteld onder verantwoordelijkheid van RIZA. Leden van de werkgroep hebben afzonderlijk gegevens en teksten aangeleverd. In een gezamenlijke workshop begin december 2001 zijn de belangrijkste conclusies van elk onderdeel besproken, en is een gezamenlijke visie opgesteld op basis van alle verzamelde informatie. Hierbij is getracht op basis van daadwerkelijk gemeten waarden tot conclusies te komen.

Leeswijzer

De onderstaande paragraaf beschrijft globaal de processen en factoren die een rol spelen bij de uit- en afspoeling van nutriënten uit de bodem naar het oppervlaktewater.

Hoofdstuk 2 gaat in op de milieudoelstellingen voor oppervlaktewater. Hier komen aan de orde de emissiedoelstellingen, waterkwaliteitsnormen en de ecologische doelen voor de zoete en zoute wateren en word ingegaan op de mogelijkheden van gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in zoete wateren.

Vervolgens beschrijft hoofdstuk 3 de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in Nederland vanaf 1985 tot 2000 waarbij de bijdrage van de landbouw wordt vergeleken met die van de andere bronnen. Daarnaast geeft dit hoofdstuk ook een beeld van de nutriëntenbelasting van de regionale wateren en in enkele specifieke gebieden.

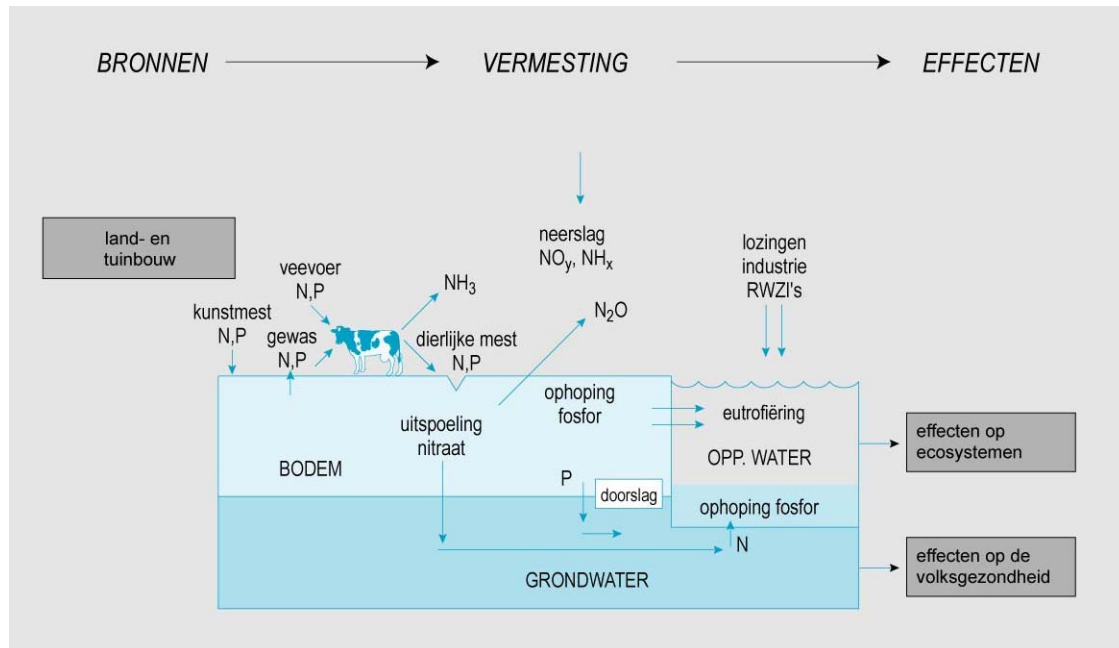
De volgende drie hoofdstukken beschrijven de trends in de waterkwaliteit in respectievelijk de regionale wateren, de zoete rijkswateren en de zoute wateren.

De rapportage wordt afgerond met een synthese en conclusies (hoofdstuk 7).

1.2 De gecompliceerde relatie tussen mestgebruik en oppervlaktewaterkwaliteit

De meststoffen in de bodem die het gewas niet opneemt (het overschot) kunnen zich verspreiden in het milieu en onder meer uitspoelen naar het oppervlaktewater. In welke mate de toegediende mest verantwoordelijk is voor de concentraties van stikstof en fosfor in het oppervlaktewater is echter niet rechtstreeks te meten. Verder zijn relaties tussen het landbouwkundig overschot, de belasting naar en de resulterende concentratie in het oppervlaktewater niet altijd éénduidig en gemakkelijk te leggen. Doorgaans komt slechts een beperkt deel van het overschot daadwerkelijk in het oppervlaktewater. Vanuit het compartiment oppervlaktewater geredeneerd kan dat echter een grote belasting zijn. De rest wordt vastgelegd in de bodem of verdwijnt naar andere milieu-compartimenten.

Verschillende factoren (zie hieronder) zijn van invloed op de fractie van het overschot die naar het oppervlaktewater uitspoelt. Daarnaast treden er in het oppervlaktewater processen op, die de concentraties en vrachten verder reduceren. De gebruikelijke maandelijkse metingen in oppervlaktewater geven doorgaans geen goed beeld van de belasting van het oppervlaktewater. Oppervlaktewater wordt doorgaans vanuit meerdere percelen belast, bovendien is water vrijwel altijd in beweging. Dit compliceert het leggen van relaties tussen belasting van oppervlaktewater en landbouwkundig handelen.



Figuur 1.1: Lotgevallen meststoffen in het milieu. Overgenomen uit: RIVM, 2002.

De volgende factoren zijn van invloed op het deel van het overschot dat uitspoelt naar oppervlaktewater:

- Het weer. Vooral in perioden van neerslagoverschot spoelt relatief veel uit. Hierdoor vindt de grootste belasting in een relatief klein deel van het jaar plaats. Verder spoelt in een nat jaar een grotere fractie van het overschot uit dan in een droog jaar.
- De hydrologische situatie. Bij een hoge grondwaterstand spoelt fosfor relatief makkelijk uit. Dit is bij stikstof ook het geval, maar dit wordt gecompenseerd door een hoger verlies door denitrificatie. In gedraineerde bodems spoelt met name stikstof gemakkelijk uit. Bestrijding van verdroging kan dus effect hebben op de mate van uitspoeling.
- De organischstof-huishouding. Dit bepaalt sterk de verliezen door denitrificatie. Behalve het bodemtype is het landbouwkundig handelen zelf hierop van grote invloed.
- De bodemeigenschappen. Niet zozeer het overschot, maar vooral de voorraad fosfor in de bodem (die in alle jaren van overbemesting is opgebouwd) bepaalt de uitspoeling van fosfor. Het fosfaatbindend vermogen is sterk bepalend voor de mate waarin fosfor daadwerkelijk uitspoelt.

Daarnaast spelen processen in het oppervlaktewater een rol:

- Door binding in biota en aan de waterbodem wordt een deel van de nutriënten opgeslagen en is dan niet in de waterkolom te meten. Het kan op een later tijdstip weer vrijkomen.

- Nitraat wordt voor een deel weer door denitrificatie omgezet in stikstof, waardoor het uit het water verdwijnt richting atmosfeer.

Er vindt menging plaats met andere waterstromen, waardoor concentraties en vrachten veranderen. Tussen het moment van mesttoediening en het daadwerkelijk uitspoelen van de nutriënten naar het oppervlaktewater vindt een groot aantal fysische - en chemische processen plaats, die sterk weersafhankelijk zijn. Deze zijn van invloed op de hoeveelheid nutriënten die uitspoelt naar het oppervlaktewater. Verder zijn er andere bronnen die bijdragen aan de gemeten gehalten in het oppervlaktewater.

2 Milieudoelstellingen

2.1 Inleiding: doelstellingen

Een te grote belasting van bodem grond- en oppervlaktewater met nutriënten leidt tot vermessing (eutrofiëring). Vermesting is het proces van verrijking met voedingsstoffen, waardoor ecologische processen worden verstoord. Daardoor worden ook gebruiksfuncties als natuur en recreatie bedreigd. Vermesting leidt tot verandering van de soortensamenstelling: de biodiversiteit vermindert (afname van het aantal planten- en diersoorten). Eutrofiëring van oppervlaktewater komt tot uiting in alle watertypen, echter in sloten (kroosbedekking) en meren (blauwwierbloei) is het het meest duidelijk omdat het met het blote oog waarneembaar is. Bekende eutrofiëringverschijnselen in bijvoorbeeld meren en plassen zijn algenbloei, troebel water (wat leidt tot het verdwijnen van waterplanten), het ontstaan van drijfslagen van algen (die soms toxisch kunnen zijn), zuurstofloosheid en zelfs vissterfte. Een aantal van deze verschijnselen kan ook in het zoute water optreden zoals de bloei van schuimalgen en plaagalgen die toxische stoffen afscheiden.

Voor zoet oppervlaktewater is het streven gericht op het verkrijgen van helder water met daarin een evenwichtig en duurzaam functionerend voedselweb. Voor het zoute water wordt gestreefd naar een gezond milieu waarin eutrofiering niet voorkomt [OSPAR, 2001b].

Om dit te realiseren zijn er twee soorten van milieudoelstellingen ontwikkeld namelijk doelstellingen die de gewenste kwaliteit omschrijven in termen van concentraties waarbij nadelige effecten verminderen of verdwijnen (kwaliteitsdoelstellingen of kwaliteitsnormen) en doelstellingen voor de omvang van de belasting (emissiedoelstellingen) om de gewenste kwaliteit te realiseren of om een belangrijke stap in de gewenste richting te zetten. De kwaliteitsdoelstellingen zijn inspanningsverplichtingen, de emissiedoelstellingen zijn resultaatverplichtingen.

2.2 Generieke kwaliteitsnormen zoet oppervlaktewater

In de vierde Nota waterhuishouding (NW4) [V&W, 1999] worden doelstellingen voor een groot aantal kwaliteitsparameters gegeven. De nu landelijk geldende doelstellingen ten aanzien van nutriënten zijn in tabel 2.1 vermeld. Voor algemene kwaliteitsparameters als nutriënten bestaan alleen niet-wettelijke normen. MTR-waarden (MTR = maximaal toelaatbaar risico) geven het minimumkwaliteitsniveau aan. Streefwaarden geven het uiteindelijk te bereiken kwaliteitsniveau aan.

Op basis van veldonderzoek [CUWVO, 1980,1987] is voor stagnante wateren (meren en plassen) een duidelijke relatie gevonden tussen de nutriëntenconcentraties en de maximale

algen-biomassa. Op basis van deze relatie zijn de MTR-waarden afgeleid voor eutrofiëringgevoelige stagnante wateren. Voor deze wateren is de MTR een inspanningsverplichting; voor de overige (stromende) wateren is in verband met afwenteling de MTR richtinggevend verklaard. Voor de daadwerkelijke bestrijding van eutrofiëring in geval van eutrofiëringgevoelige wateren moet de streefwaarde worden aangehouden. Volgens de beantwoording op de motie-Agustejn-Esser gelden zowel voor MTR's als streefwaarden inspanningsverplichtingen. Streefwaarden dienen zo mogelijk in 2010 te worden gerealiseerd.

Tabel 2.1: Kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in oppervlaktewater. Concentraties in mg.l^{-1} N en in mg.l^{-1} P. Deze waarden gelden als zomergemiddelde waarden voor eutrofiëringgevoelige stagnante oppervlaktewateren. Voor overige wateren zijn deze waarden richtinggevend. Bron: NW4 regeringsbeslissing [V&W, 1999].

parameter	oppervlaktewater (zoet)	
	MTR-waarde	Streefwaarde
Totaal-N	2,2	1
Totaal-P	0,15	0,05

Naast deze generieke normen bestaat er een groot aantal functiegerichte normen, zoals normen voor zwemwater, viswater en water dat ingenomen wordt voor de bereiding van drinkwater. Deze normen zijn veelal wettelijk vastgelegd. Deze normen zijn echter minder streng dan de MTR en streefwaarde die in NW4 vermeld zijn [V&W, 1999].

Daarnaast is in deze de EU kaderrichtlijn water van groot belang. Deze verplicht de lidstaten beleid te ontwikkelen gericht op bescherming en ecologisch herstel van watersystemen. Het normenstelsel zal in verband met de EU-Kaderrichtlijn Water mogelijk herzien moeten worden opdat een goede ecologische toestand bereikbaar wordt. De beschreven kwaliteitsdoelstellingen worden dan eerder een middel om het ecologische doel te bereiken, en geen doel op zich.

2.3 Doelstellingen voor de emissie of belasting

De emissiedoelstellingen voor oppervlaktewater komen voort uit de internationale afspraken met de Rijnsoeverstaten (Rijnactieprogramma: RAP) en de landen die grenzen aan de Noordzee (Noordzeeactieprogramma: NAP). In het nationale beleid zijn deze doelstellingen vastgelegd in de Derde Nota Waterhuishouding [V&W, 1989], en herbevestigd in de Vierde Nota Waterhuishouding. Voor stikstof en fosfor houdt dit in een reductie van de emissies met 50% in 1995 ten opzichte van 1985. Het gaat hier om een resultaatverplichting voor alle bronnen gezamenlijk. Om dit te realiseren zijn er zijn diverse overeenkomsten gesloten

tussen de rijksoverheid, lagere overheden en bedrijfstakken. Deze zijn er bijvoorbeeld voor de rioolwaterzuiveringsinstallaties, de chemische industrie, de zuivelindustrie en de glastuinbouw. In een aantal gevallen zijn de afspraken opgenomen in een Amvb, zoals voor de rioolwaterzuiveringsinstallaties. De insteek bij de overeenkomsten was dat alle bronnen een evenredige bijdrage aan de reductie moesten leveren, dus 50%.

In NW3 is nog melding gemaakt van een scherpere doelstelling voor de reductie van de belasting: het streven was in totaal voor N een reductie van 70% te bewerkstelligen, en voor P zelfs een reductie van 75%. Deze reductie is nodig om eutrofiëringverschijnselen daadwerkelijk tegen te gaan. In latere documenten, waaronder de regeringsbeslissing van NW3, is dit streven niet overgenomen. Dit streven is dus niet vastgelegd in officieel beleid.

Noordzee: toetsen van NAP afspraken en beoordeling van ecologische effecten op kustwater

In de Noordzee Ministers Conferentie van 1987 is afgesproken om de belasting van de Noordzee met 50% te reduceren t.o.v. de belasting in 1985. Voor Nederland is daarbij afgesproken, dat niet getoetst wordt aan de vrachten die bij de uitwateringen de Noordzee ingaan, maar aan de emissies naar het oppervlaktewater ("end-of-pipe"). Het gaat hierbij om de totale reductie per stroomgebied, dus de 50% geldt niet per sector. Dit betekent dat de doelstelling getoetst kan worden aan de hand van de gegevens zoals die verzameld worden in de Emissie en Afval-jaarrapportages (EAJR).

Echter, als het gaat om het beoordelen of de ecologische doelstellingen voor de kustwateren worden gehaald, zijn de vrachten die met de rivieren daadwerkelijk naar de kustwateren worden afgevoerd de meest relevante grootheid, en moeten deze als maatgevend voor de effectbeoordeling beschouwd worden.

2.4 Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in zoete wateren

In de Vierde Nota Waterhuishouding (VenW, 1999) is aangegeven dat normstelling voor nutriënten en andere kwaliteitsparameters vanwege de van nature grote regionale verschillen en het grote aantal watertypen een gebiedsgerichte benadering vereist. Alleen voor de stagnante, eutrofiëringgevoelige wateren is de MTR vastgehouden. Voor deze wateren zijn ook streefwaarden voor nutriënten afgeleid, die voor het bereiken van lange termijn doelen richtinggevend zijn. In verband met afwenteling zijn deze MTR-waarden en streefwaarden richtinggevend verklaard voor alle overige wateren. Voor deze wateren is nu het behalen van een bepaalde, minimale ecologische kwaliteit het belangrijkste uitgangspunt. Strikt genomen betekent dit dat er voor de niet-eutrofiëringgevoelige wateren geen specifieke normen voor nutriënten gelden. De waterbeheerder kan, in overleg met de provincie, er voor kiezen de richtinggevende waarden toe te passen, of zelf normen voor die wateren af te leiden. Aanleiding hiervoor kan bijvoorbeeld zijn dat geconstateerd wordt dat ondanks het behalen van de richtinggevende waarden de ecologische doelstellingen niet worden gerealiseerd. Hoe dan ook, zal iedere waterbeheerder er voor moeten zorgen dat er geen afwenteling optreedt binnen zijn eigen beheersgebied of van zijn beheersgebied naar een

ander. De gebiedsgerichte benadering is uitgewerkt door de CIW (Commissie Integraal Waterbeheer) [CIW, 2002b], waarbij een leidraad is ontwikkeld voor de waterbeheerder voor een (stroomgebied gerichte) differentiatie van doelstellingen voor nutriënten. Daarnaast is een onderzoekprogramma uitgevoerd [van Liere en Jonkers, 2002] dat inzicht moet geven in de eisen die watertypen stellen aan de toelaatbare nutriëntenbelasting en nutriëntconcentraties en andere van belang zijnde stoffen. Onderzocht is of andere watertypen dan meren en plassen (bijv. sloten, beken, kanalen) minder gevoelig voor eutrofiëring zijn en voor die watertypen een soepeler doelstelling voor N en P zou kunnen gelden.

Zowel bij de CIW methodiek als bij het watertype gerichte onderzoek wordt ook rekening gehouden met de invloed die bovenstrooms gelegen wateren hebben op benedenstrooms gelegen wateren (afwenteling). De resultaten van beide studies zijn nog niet verwerkt in formeel beleid. **Omdat benedenstrooms gelegen wateren wel gevoelig kunnen zijn voor eutrofiëring is vooralsnog de MTR waarde voor stagnant eutrofiëringgevoelig oppervlaktewater richtinggevend verklaard voor de andere watertypen.**

Resultaten watertype gerichte normstelling (regionale wateren)

De afgelopen jaren (vanaf 1998) is gezocht naar ‘kentallen’ voor nutriënten waarbij een watersysteem in een gewenste ecologische toestand kan worden gebracht en kan blijven. Bij het onderzoek is aangenomen dat nutriënten-reductie de enige sturende factor was. De keuze voor een gewenste ecologisch toestand is gemaakt door de auteurs die het betreffende watertype beschreven [zie van Liere en Jonkers, 2002]. Om benedenstroomse kwetsbare wateren te beschermen werden er tevens voor enige gevallen “afwentelingwaarden” berekend. De belangrijkste resultaten zijn weergegeven in de onderstaande overzichtstabel.

Het verband tussen de ecologische toestand en concentratie niveaus van nutriënten in verschillende watertypen is niet eenduidig en er is sprake van een grote bandbreedte. De effecten van eutrofiëring blijken in watersystemen als meren en plassen, vennen, sloten en beken door meer factoren bepaald te worden dan alleen de nutriëntentoevoer. Een rol spelen ook de vorm, diepte, stroomsnelheid, bodemgesteldheid en beheer van het betreffende water. Hierdoor kunnen lokaal en regionaal grote verschillen optreden. In veel (stagnante) systemen is ook de hoeveelheid nutriënten die in het bodemslib is opgehoopt van belang. Deze hoeveelheid is in de loop van decennia aan het systeem toegevoegd als gevolg van puntbronnen(lozingen) en diffuse bronnen.

Voor bepaalde watertypen blijkt een norm voor de belasting eerder zinvol dan een norm voor het concentratieniveau, hoewel als nadeel geldt dat de belasting niet is te meten. De waarden van de kentallen, zowel voor belasting als voor concentraties, waren in het

algemeen zeer laag. Dit is een indicatie om naast nutriëntenreductie ook andere aanvullende maatregelen te bestuderen, om sneller herstel te bewerkstelligen. Voor de onderzochte regionale watertypen levert het onderzoek het volgende beeld [Van Liere en Jonkers, 2002]:

Tabel 2.2: Watertypespecifieke normering; op basis van gegevens uit van Liere en Jonkers, 2002.

Type water	belangrijkste limiterende nutriënt	concentratie- of belastingsniveau nodig voor herstel	Opmerking
Regionale wateren			
Ondiepe meren en plassen	P	0,05 mg.l ⁻¹ P	bij aanvullend beheer kan concentratie hoger zijn
Vennen	N	belasting < 20 kg/ha. jaar*	
Sloten	P	concentraties op nationaal niveau niet zinvol; omslagwaarde kroos → helder water zeer variabel afhankelijk van diepte, debiet en bodem: zand lager dan klei/veen	per regio zijn er meer mogelijkheden
Beken	P, NH ₄ , NO ₃	concentraties laag (voor bereiken natuurlijke toestand fosfor ruim beneden de 0.05 mg.l ⁻¹); nitraat lijkt probleem te worden vanwege de explosieve stijging	inrichtingsmaatregelen kunnen situatie sterk verbeteren (o.a. bufferzones, boomaanplant, hermeanderen etc.)
Rijkswateren			
IJsselmeer	P	0.06 mg.l ⁻¹ P, zomergemiddelde, ter voorkoming vorming blauwwierdrijflagen	
Volkerak	P	0.05-0.06 mg.l ⁻¹ P, zomergemiddelde, ter voorkoming overlast van <i>Microcystis</i>	
Kustwater	N	0.6 mg.l ⁻¹ DIN (Dissolved inorg. Nitrogen), voor 50% reductie anthropogene deel van algengroei	
Afwenteling			
Rijn	P	0.08 mg.l ⁻¹ P (geen blauwwier drijflagen in IJsselmeer)	
	N	1.8 mg.l ⁻¹ N (50% reductie antropogene deel van algengroei in kustwater)	

* Voorkomen eutrofiëring, voor het bestrijden van verzuring moet de kritische belasting 5-10 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ zijn

Ieder ecosysteem heeft eigen karakteristieke kenmerken. Van Liere en Jonkers (2002) merken op dat bij een gebiedsspecifieke aanpak van eutrofiëring met deze kenmerken rekening gehouden kan worden bij samenstelling van een maatregelenpakket. Reductie van de belasting van het oppervlaktewater blijft een heel belangrijke maatregel, die in ieder

geval genomen moet worden, omdat daarmee de oorzaak van eutrofiëring wordt bestreden. Aanvullende maatregelen, per watertype verschillend, kunnen het herstelproces aanzienlijk versnellen. Deze aanpak, een combinatie van vermindering van de belasting met nutriënten en bepaalde specifieke maatregelen als oeverinrichting, baggeren, wegvangen van de witvis, heeft al een aantal maal tot succes geleid [RIVM, 2002]. Een dergelijke gebiedsspecifieke aanpak zal in de toekomst waarschijnlijk in het beleid overgenomen worden.

2.5 Normen en doelstellingen voor de zoute wateren

Voor het zoute water gelden geen MTR of streefwaarden. In de 4^e Nota Waterhuishouding [V&W, 1999] zijn wel natuurlijke achtergrondconcentraties genoemd van 0.02 mg l⁻¹ totaal-P en 0.15 mg l⁻¹ totaal-N. Het betreft hier winterwaarden. Kwaliteitsdoelstellingen voor de Noordzee zullen worden gedefinieerd in de vorm van toetsing van winterconcentraties ten opzichte van de natuurlijke achtergrond, waarbij meer dan 50% verhoging ten opzichte van de natuurlijke achtergrond niet acceptabel is [OSPAR, 2001a]. 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 criterium wordt al wel gehanteerd bij het identificeren van de zogenaamde "problem-area's".

Voor de opgeloste anorganische nutriëntenconcentraties worden als natuurlijke achtergrondconcentraties voor de Noordzee winterconcentraties van 20 µM DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen) en 0.77 µM DIP (Dissolved inorganic Phosphorus, beide waarden 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 ecosysteemdelen [OSPAR 2001b]. Als beleidsdoelstelling is geformuleerd dat in 2010 een gezond marien milieu moet zijn bereikt waarin geen eutrofiëring voorkomt ("to achieve by 2010 a healthy marine environment where eutrophication does not occur").

Ten behoeve van een evaluatie van de mate van eutrofiëring van de Noordzee, wordt in OSPAR kader vastgesteld of gebieden "problem areas" dan wel "non-problem-areas" zijn. De kwalitatieve criteria hiertoe zijn reeds vastgesteld en kwantitatieve invullingen zullen in de loop van 2002 worden vastgesteld en de rapportage zal in 2003 plaatsvinden [OSPAR, 2001a]. Daarnaast werkt OSPAR aan de ontwikkeling van kwaliteitsdoelstellingen (Ecological Quality Objectives), welke voortborduren op de criteria voor het vaststellen van "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

eutrofiëringverschijnselen) te verwezenlijken en dienen in 2010 te worden gerealiseerd [OSPAR, 2001b]. Tabel 2.3 geeft een overzicht van de voornaamste ecologische doelstellingen voor de Noordzee, alsmede de schattingen van de benodigde totaal-N concentraties in de Rijn om deze doelstellingen te realiseren. De meeste doelen komen overeen met grotere reducties van de stikstofemissies, dan thans gelden. Behalve aan nutriëntenconcentraties zal ook aandacht worden gegeven aan de N: P verhouding. De natuurlijke waarde is 16. Bij N:P waarden boven de 25 is sprake van verhoging.

Tabel 2.3: Overzicht van de voornaamste doelstellingen voor het zoute oppervlaktewater en de daarbij behorende concentraties in het kustwater (mg.l^{-1} DIN) en/of op basis van die doelstellingen afgeleide vereiste concentraties voor totaal-N in de Rijn. Op basis van de vereiste concentraties in de Rijn is tevens het percentage gegeven waarmee de belasting van de Noordzee dan gereduceerd wordt (¹ Prins, pers. comm, ² De Vries et al., 1998. Overige getallen: Prins et. al., 2002; Van Liere en Jonkers, 2002).

streefbeeld	Noordzee (kustgebied) Concentratie DIN (mg.l^{-1})	Rijn Concentratie N-tot, (mg.l^{-1})	% reductie
DIN < 1,5 maal natuurlijke achtergrondconcentratie	0.4	1.4 ¹	81 ¹
50% vermindering antropogene deel van algenbiomassa in voorjaar	0.6 ²	1.8 ²	75 ²
25% reductie van jaargemiddelde biomassa	-	3.0	50
geen zuurstofloosheid in gestratificeerde delen	-	3.0	50
max. biomassa Phaeocystis minder dan 5 μg chlorofyl- <i>a</i> . l^{-1}	-	1.8	75

2.6 Case gebiedsgerichte normstelling: afwentelingsnormen voor de Rijn.

Voor een aantal grote wateren zijn in het kader van de studie “watertypespecifieke normering” streefwaarden afgeleid [van Liere en Jonkers, 2002]. Het bleek dat voor de Rijn zelf onvoldoende harde ecologische doelstellingen geformuleerd zijn, om een vertaling naar streefwaarden voor N en P in die rivier mogelijk te maken.

De nutriëntenbelasting van verschillende grote watersystemen is vooral afkomstig van de Rijn. Voor een aantal van deze systemen zijn wel streefwaarden beschikbaar. Daarom zijn voor verschillende watersystemen voor de verschillende beschouwde systemen de van de ecologische doelen afgeleide streefwaarden voor fosfor- stikstofconcentraties teruggerekend naar streefwaarden voor de Rijn (afwenteling, zie paragraaf 2.4). Tevens zijn de benodigde reducties van de emissie ten opzichte van 1985 om deze te realiseren berekend (tabel 2.4 en 2.5). Ter vergelijking zijn ook de in internationale kaders afgesproken doelstellingen voor emissiereductie opgenomen. Ter vergelijking: In 1985 en 2000 bedroegen de gemiddelde concentraties respectievelijk 0.7 en 0.2 mg P l⁻¹ en 5.5 en 5.0 mg N l⁻¹.

Tabel 2.4: Overzicht van doelen voor verschillende watersystemen en daarvan afgeleide streefwaarden voor totaal-P in de Rijn.[Boers et al, 2002a].

Watersysteem/Doel	P in Riin	reductie emissies tov 1985
Rijn		
natuurlijke achtergrond	0,05	100
Zielvorgabe	0,15	82
50% emissiereductie	0,34	50
75% emissiereductie	0,19	75
IJsselmeer		
geen drijfslagen	0,08	94
terugkeer naar P-limitatie	0,13	86
Kustwateren		
natuurlijke N:P ratio	0,14	84
Volkerak		
Geen drijfslagen	0,12 (zomergem.)	88
stabiel helder	0,15 (zomergem.)	82
Friese boezem		
0.4 m doorzicht	0,11	90
ecologisch gezonde ecosystemen	0,08	94

Tabel 2.5: Overzicht van doelen voor verschillende watersystemen en daarvan afgeleide streefwaarden voor totaal stikstof in de Rijn.[van Liere en Jonkers, 2002].

Watersysteem/Doel	Conc. in Rijn (mg.l ⁻¹)	% emissie reductie t.o.v. 1985
Kustwateren		
natuurlijke concentratie	0.6	100
50% vermindering biomassa in voorjaar	1.8	75
25% reductie van jaargemiddelde biomassa	3.0	50
geen zuurstofloosheid in gestratificeerde delen	3.0	50
max. biomassa Phaeocystis minder dan 5 µg	1.8	75
N-beperkte groei	1.8	75
IJsselmeer		
geen dominantie van blauwalgen	1.4	83
rivier Rijn		
natuurlijke achtergrond	0.6	100
natuurlijke N:P verhouding (0.15 mg totaal-P l ⁻¹)	1.9	72
N-beperkte algengroei in rivier Rijn	1.0	87
50% vermindering van emissies	2.7-3.0	50

De keuze voor een streefwaarden voor totaal fosfor en totaal stikstof in de Rijn wordt sterk bepaald door de onderliggende ecologische doelen. Voor zoete oppervlaktewateren is fosfor van nature groeibeperkend. Voor de zoute wateren is fosfor veel minder van belang. De ecologische doelen voor het IJsselmeer zijn verankerd in het BPN en lijken daarmee een breed draagvlak te hebben. De eis: geen drijfslagen levert de laagste streefwaarde en is daarmee normstellend. De resulterende streefwaarde voor de Rijn is **0,08 mg P l⁻¹**. Er is een reductie van ca 94% van de emissies t.o.v. 1985 nodig om deze waarde te realiseren. Vanzelfsprekend leiden andere doelen voor het IJsselmeer tot andere streefwaarden.

In marine wateren, dus ook in de kustwateren is stikstof van nature groeibeperkend voor algen. Voor de zoete en ook de grote zoete wateren is stikstof veel minder van belang. Daarom zijn voor het bepalen van een afwentelingnorm voor stikstof voor de Rijn met name de verschillende ecologische streefbeelden voor de kustwateren relevant.

Het streefbeeld van een N-beperkte algengroei in de kustwateren wordt benaderd bij een vermindering van de antropogene belasting van deze wateren met stikstof met 75%, overeenkomend met een streefwaarde van **1.8 mg N l⁻¹** in de Rijn.

3 Belasting van het oppervlaktewater

3.1 Overzicht bronnen emissies naar oppervlaktewater

3.1.1 Nationale belasting oppervlaktewater: 1985 versus 2000

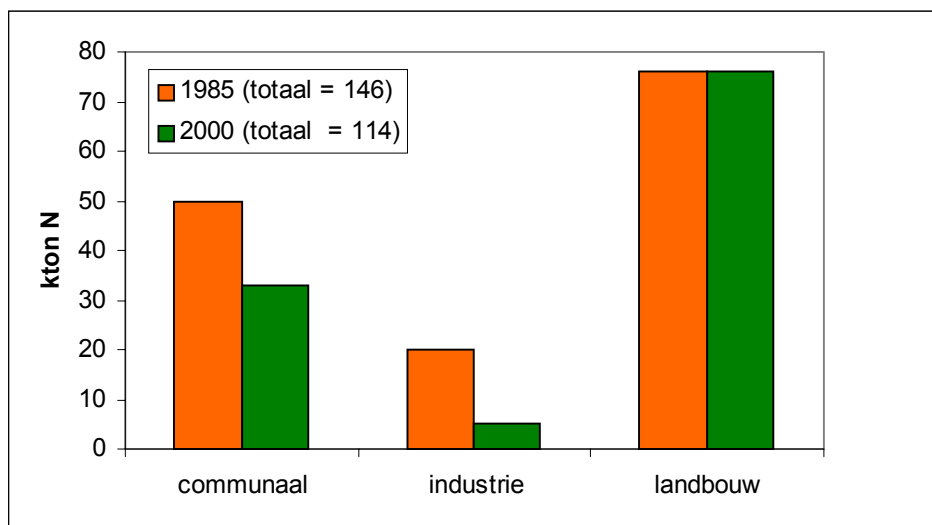
Het oppervlaktewater in Nederland wordt door een groot aantal bronnen belast met nutriënten. De belangrijkste zijn industrie, landbouw en de rioolwaterzuiveringinstallaties (RWZI's). Overige (veelal communale) bronnen zijn overstorten, niet aangesloten huishoudens, ongezuiverd gerioleerd en regenwaterriolering. Daarnaast wordt het oppervlaktewater nog belast met stikstof door directe atmosferische depositie. Hoewel in de doelstellingen voor emissie reductie deze route wordt meegenomen, is die in onderstaande tabel en figuren buiten beschouwing gelaten. Voor 2000 is de belasting van oppervlaktewater via atmosferische depositie voor heel Nederland geschat op 5 kton, dit is 4% van de totale belasting in dat jaar.

In tabel 3.1 wordt er een overzicht gegeven van de bijdrage van de diverse bronnen aan de belasting van het oppervlaktewater in 1985 en 2000 [Water in Beeld; CIW, 2002b]. In figuur 3.1 en 3.2 is dit ook grafisch weergegeven. De emissiedoelstellingen (zie paragraaf 2.3) zijn geformuleerd ten opzichte van het jaar 1985. Daarom zijn in onderstaande tabel de belasting voor zowel 1985 als voor 2000 (het meest recente jaar waarvoor emissie gegevens beschikbaar zijn) gegeven. Meer in detail (ook tussenliggende jaren, en een verdere opsplitsing in bronnen) worden de emissies vanuit niet-agrarische bronnen beschreven in bijlage 1.

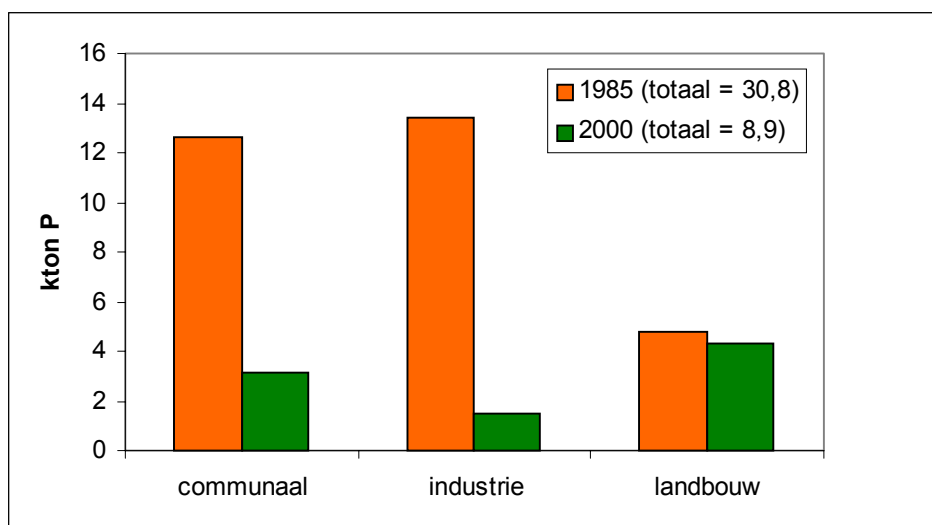
Tabel 3.1: Nationale belasting van het oppervlaktewater in 1985 en 2000 in kton/jaar. De getallen voor de niet-agrarische bronnen, alsook de schatting van de directe belasting door de landbouw, zijn afkomstig uit [de Rijk et al, 2002]. Zie bijlage 1.

	N		reductie %	P		reductie %
	1985	2000		1985	2000	
Industrie	20	5	75%	13.4	1.5	89%
Communaal						
RWZI's	38	30	21%	10.8	2.9	73%
Overig	12	3	75%	1.8	0.2	89%
Landbouw						
Uitspoeling	66	70	-6%	4.0	3.8	5%
Direct	10	6	40%	0.8	0.5	38%
totaal *)	146	114	22%	30.8	8.9	71%

*) exclusief N- depositie.



Figuur 3.1: Nationale belasting van het oppervlaktewater met stikstof in kton/jaar



Figuur 3.2: Nationale belasting van het oppervlaktewater met fosfor in kton/jaar.

Duidelijk is, dat industrie en de communale sector (waaronder de RWZI's) al een forse reductie van de emissies van N en P hebben gerealiseerd. Voor P speelt daarbij de invoering van fosfaatvrije wasmiddelen en de defosfatering op RWZI's een grote rol.

De directe belasting door de landbouw (meemesten van sloten, erfafspoeling etc.) is ook sterk gereduceerd. De bijdrage van deze directe belasting is echter niet zo groot, het grootste

deel van de belasting door de landbouw vindt plaats door af- en uitspoeling van nutriënten uit de mest. Hierop wordt nader ingegaan in paragraaf 3.2.

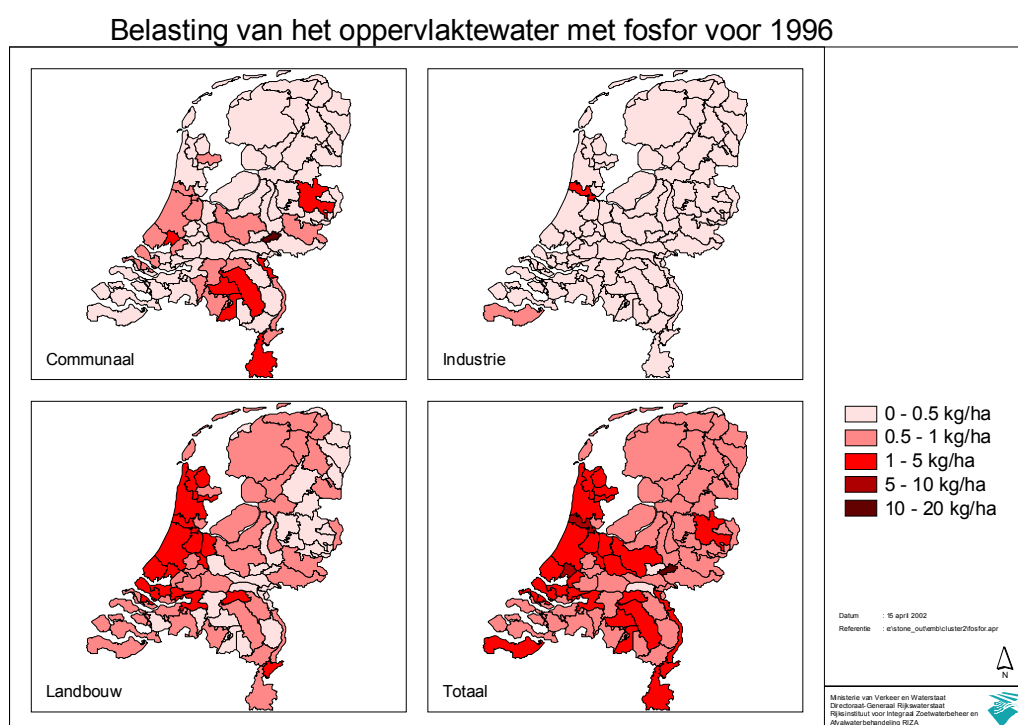
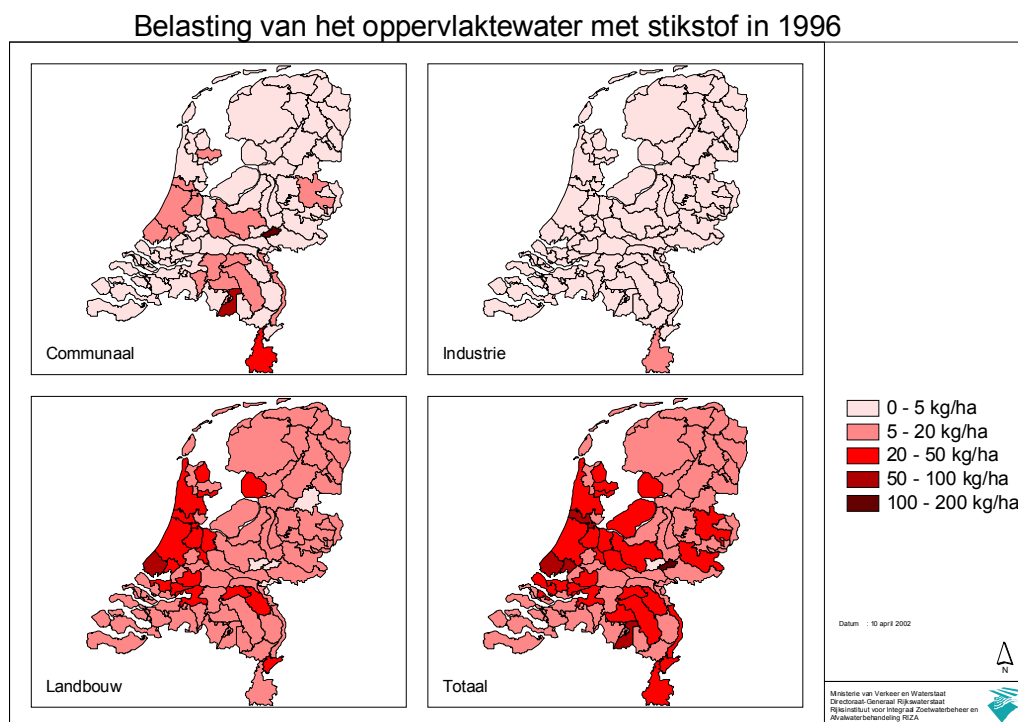
De RAP/NAP-doelstellingen (50% emissiereductie) zijn alleen voor P gehaald; de emissies van P naar het oppervlaktewater zijn in totaal met 70 % gedaald, terwijl de totale N-emissie in die periode slechts met 19 % gereduceerd is. Industrie en RWZI's hebben voor P duidelijk een grote bijdrage geleverd aan de reductie van de emissies van 1985 tot 2000: de bijdrage van de landbouw hieraan is gering. Voor N is de emissie-afname van RWZI's beperkt evenals de bijdrage van af- en uitspoeling uit de landbouw.

3.1.2 Regionale verdeling emissies uit de verschillende bronnen

In figuur 3.3. en 3.4 is de belasting van het oppervlaktewater per PAWN-district gegeven. Hiertoe zijn de belastingen vanuit de communale en industriële (punt-)bronnen omgerekend naar belastingen per hectare, zodat ze goed vergeleken kunnen worden met de belasting uit de (diffuse) landbouwbron. Doordat de belasting uitgemiddeld wordt over het hele areaal van een district, zijn de aldus berekende waarden relatief laag. De figuren zijn vooral bedoeld om per district een beeld te geven van de bijdrage van de diverse bronnen, en om op landelijke schaal globaal te kunnen zien waar de grootste belastingen vanuit een bepaalde bron plaatsvinden.

Zowel voor N als voor P valt op dat in de meeste districten de belasting vanuit de landbouw bepalend is voor de totale belasting in dat gebied.

Op de volgende pagina:



Figuur 3.3: Regionale verdeling (PAWN-districten) belasting oppervlaktewater met N en P in 1996 door de diverse sectoren.

3.2 Uit- en afspoeling landbouwgronden

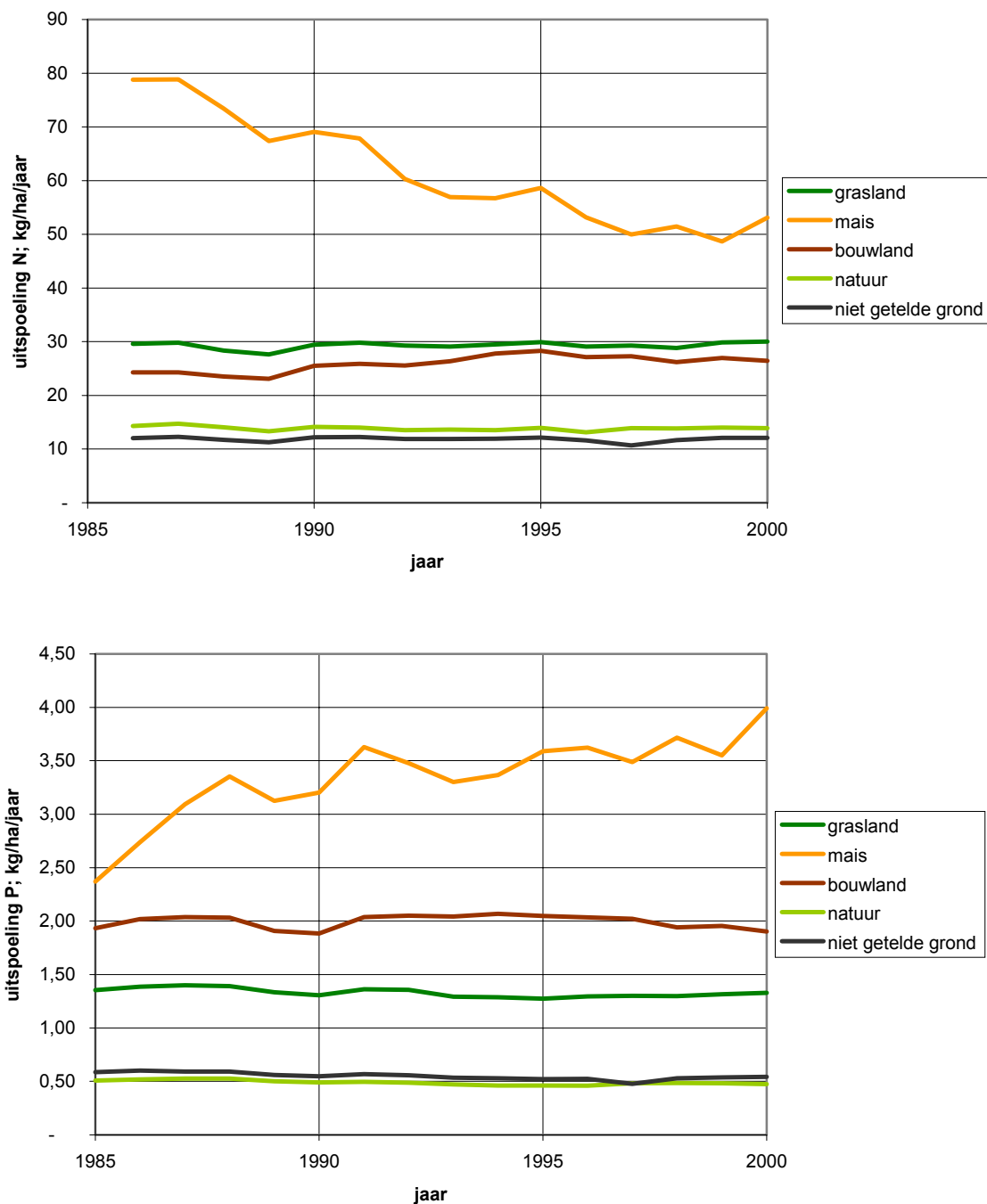
De vrachten van uit- en afspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater kunnen helaas niet direct gemeten worden. Ze variëren bovendien zeer sterk in de ruimte en de tijd (zie paragraaf 1.2). Ook het weer is van grote invloed op de hoeveelheid die uitspoelt. Om een goede schatting te krijgen van de uitspoeling, worden de vrachten met een model berekend. Om een beeld te krijgen van de effecten van landbouwkundige maatregelen op de uitspoeling, wordt gecorrigeerd voor de invloed van het weer. Voor de getallen in tabel 3.1 is dit gedaan door de trend voor de periode 1985-2000 te bepalen op basis van berekeningen met een vast weerjaar (1996). Deze trend is gebruikt om op basis van de berekende uitspoeling in 1985 (berekend met het echte weer en de daadwerkelijke bodembelasting van 1985) een schatting te maken van de uitspoeling in 2000. De werkelijke uitspoeling in 2000 zou hiervan kunnen afwijken, dit is dan echter als gevolg van weersomstandigheden (ander weer dan in 1985), en niet als gevolg van genomen maatregelen.

3.2.1 Uitspoeling bij verschillende vormen van landgebruik

Uit berekeningen [Schoumans et al, 2002; Stam et al, 2002] blijkt dat op landelijk niveau de uitspoeling van N en P in kilogram per hectare redelijk constant is gedurende de periode 1985-2000. Als echter een globaal onderscheid gemaakt wordt voor vier typen landgebruik (gras, maïs, bouwland en natuur, zie figuur 3.4), zijn er wel duidelijke verschuivingen te zien: de uitspoeling van N (in kg/ha) onder maïs is afgenomen, onder gras en natuur is die iets toegenomen. Daarentegen is de uitspoeling van P (in kg/ha) onder maïs juist toegenomen.

De bijdrage aan de totale uitspoeling van N is het grootst voor grasland (bijna de helft), gevolgd door bouwland, maïs en natuur. Dit komt doordat het grootste areaal van de landbouwgrond grasland is. Per hectare is de uitspoeling het grootst onder maïs, al lijkt dit dus langzamerhand te verbeteren.

Voor P-uitspoeling komt de grootste bijdrage aan de totale belasting van bouwland, op de voet gevolgd door grasland, daarna komen maïs en natuur. Ook voor P levert het landgebruik maïs de hoogste uitspoeling per hectare op. In figuur 3.4 is de berekende uitspoeling voor de diverse typen landgebruik weergegeven. In de figuur zijn, om de invloed van verschillen in het weer tussen de jaren uit de gegevens te filteren, de voortschrijdende gemiddelde waarden (het gemiddelde van 15 jaar) gepresenteerd (zie verder Schoumans et al, 2002 en Stam et al, 2002).



Figuur 3.4: Trends 1985-2000 N en P belasting oppervlaktewater, in kg/ ha, voor de verschillende vormen van landgebruik. De gepresenteerde getallen zijn gemiddelde waarden; elk jaar is het gemiddelde van 15 jaar rondom dat jaartal gegeven, om de invloed van variërende weersomstandigheden op de resultaten te minimaliseren..

3.3 Toename van vermessing door bestrijding van verdroging.

Maatregelen tegen verdroging en de geplande ontwikkelingen van grondwateronttrekkingen leiden in theorie tot een verandering in de waterhuishouding die van invloed is op de afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater. Er zijn tot op heden weinig veldgegevens die dit ondersteunen. Wel vonden Portielje et al. [2002] voor de zandgronden een zwak, doch significant verband tussen gemiddelde diepte van het bovenste grondwater en gemeten fosforconcentraties in het oppervlaktewater.

Volgens modelberekeningen [Vermulst, 1995] is het belangrijkste effect van de maatregelen tegen verdroging een toename van de uit- en afspoeling van fosfor in die regio's waar door vernatting de drainage toeneemt. Het effect is dubbelop: zowel de waterflux naar het oppervlaktewater als de gemiddelde fosforconcentratie in het uittredende water neemt toe. Gedetailleerde modelstudies voor het stroomgebied van de Schuitenbeek laten zien dat, afhankelijk van het type vernattingsmaatregelen, de fosforvracht met 50-250% kan toenemen en de stikstofvracht met 30-40 %. Wel moet worden opgemerkt dat in dit stroomgebied de regionale grondwaterbeweging nauwelijks door maatregelen wordt beïnvloed. Dit geldt lang niet altijd voor andere gebieden, waardoor de resultaten van deze studie niet zomaar extrapoleerbaar zijn. In andere gebieden kan vernatting de kwelflux onderdrukken, waardoor mogelijk de gemiddelde fosforconcentratie in het uitspoelende water verder toeneemt. Kwel werkt op veel locaties namelijk verdunnend, waardoor de concentratie in het uitspoelende water toeneemt bij het wegvallen van de kwel.

Modelberekeningen voor heel Nederland [RIVM, 2000] lieten zien dat in ongeveer 50% van het onderzochte areaal van 4000 km² de fosforflux naar het oppervlaktewater met meer dan 15% toeneemt en in ongeveer 10% van het areaal zelfs met meer dan 80%. De uit- en afspoeling van stikstof neemt gemiddeld over Nederland niet toe, maar kan lokaal wel sterk toe- of afnemen. Voor het stroomgebied van de Beerze is onderzocht wat het effect is van veranderende peilen als gevolg van de invoering van het Gewenste Grond- en Oppervlaktewater Regime (GGOR) op de nutriëntenconcentraties in de beek. De resultaten hiervan zijn terug te vinden in [De Blois, 2002]. Ook de invloed op de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater is landelijk gezien klein.

3.4 Achtergrondbelasting

In sommige delen van Nederland treedt een significante belasting op van het oppervlaktewater met nutriënten, die niet het gevolg is van bemesting van de landbouwpercelen. Het gaat hierbij met name om nutriënten die worden aangevoerd met kwelwater en/of vrijkomen bij de mineralisatie van veen. Beide posten samen worden wel

achtergrondbelasting genoemd en dragen bij aan de uit- en afspoeling van N en P. Hierbij moet wel worden aangetekend dat de mineralisatie van veen met name optreedt bij peilverlaging, die vaak om landbouwkundige redenen wordt doorgevoerd.

Aanvoer met kwelwater is vooral van belang in delen van west- en noord-Nederland, waar plaatselijk hoge concentraties in het kwelwater voorkomen en bovendien door de aanleg van diepe droogmakerijen hoge kwelfluxen voorkomen. Mineralisatie van veen speelt overal waar veen in de bovenste, ontwaterde bodemlagen voorkomt een rol. Een landsdekkend beeld van voorkomen en grootte van beide posten bestaat niet.

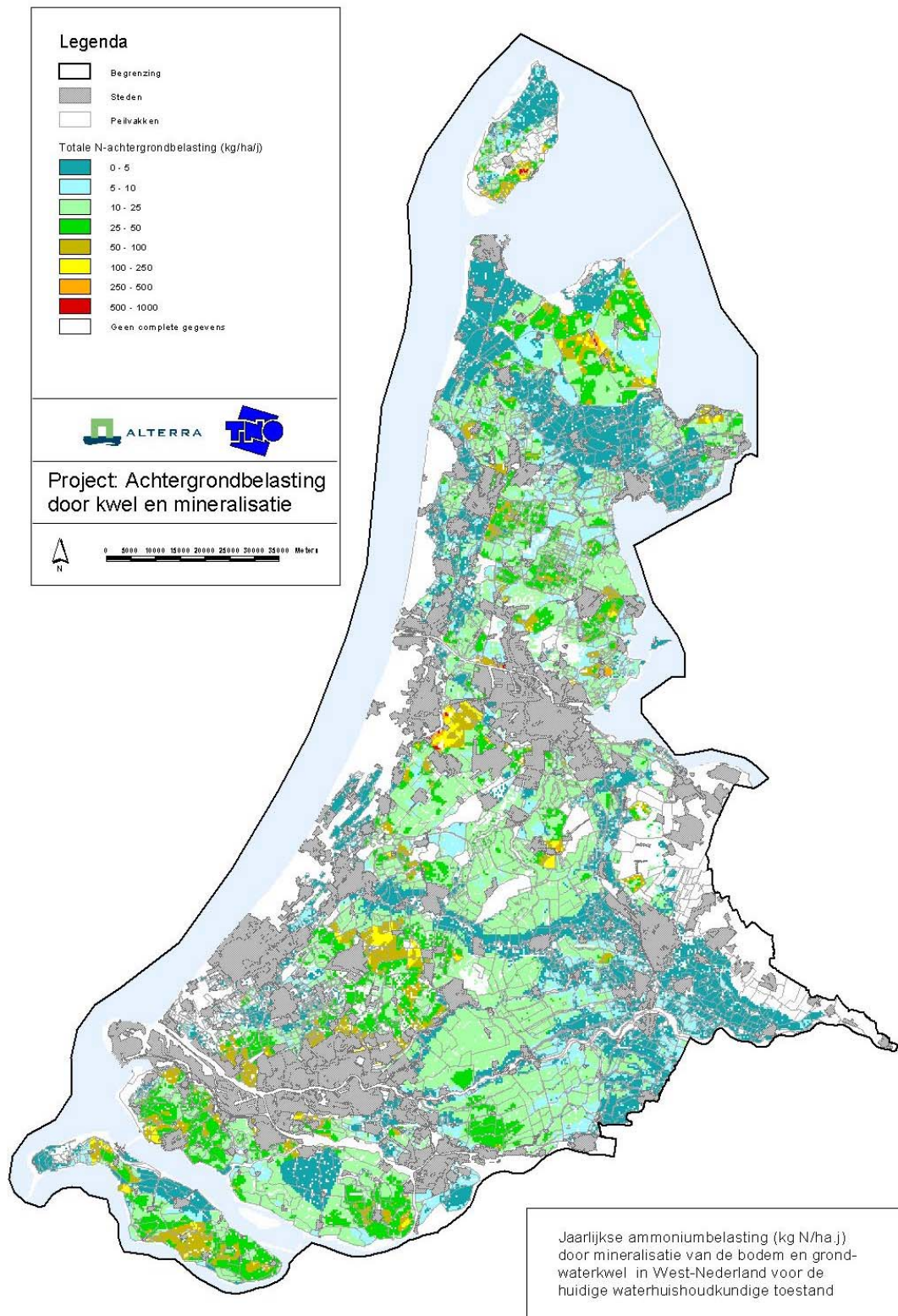
Een recente studie uitgevoerd in westelijk Nederland laat zien dat de achtergrondbelastingen sterk variëren en enkele $\text{kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en enkele tientallen $\text{kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ kunnen bedragen [Griffioen et al., 2002], zie figuur 3.5.

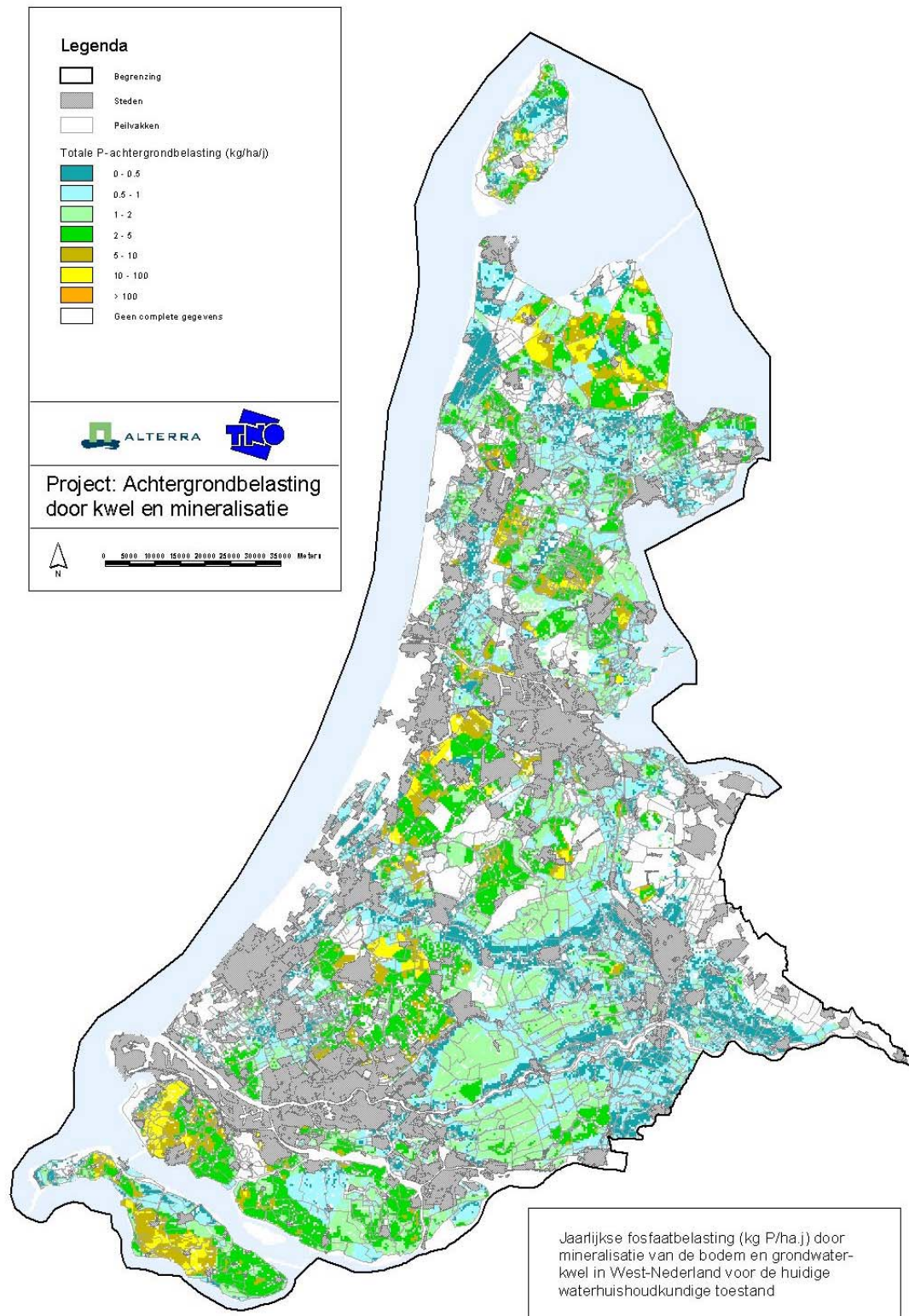
De effecten op de waterkwaliteit zijn niet eenvoudig te voorspellen, doordat de belasting door het jaar heen aanzienlijk kan variëren als gevolg van seizoensvariaties in zowel kwelfluxen als mineralisatiesnelheden en bovendien sterk afhankelijk is van de hydrologische situatie in het algemeen.

De achtergrondbelasting wordt niet veroorzaakt door bemesting, maar is wel het gevolg van menselijke ingrepen in het verleden, zoals de aanleg van diepe droogmakerijen en de ontwatering van veenmoerassen. Daarnaast is het huidig (water) beheer in die gebieden van invloed. Met name op dit terrein liggen de mogelijkheden om de omvang van de achtergrondbelasting en de effecten op de waterkwaliteit te beïnvloeden. Peilverhoging kan zowel de kwelwater-flux in droogmakerijen als de mineralisatiesnelheid van veen verminderen. Door regelmatig baggeren van de watergangen kan het daarin opgeslagen fosfor worden verwijderd. Dat heeft een optimaal effect wanneer de bagger kan worden afgevoerd naar een depot.

Op de volgende twee pagina's:

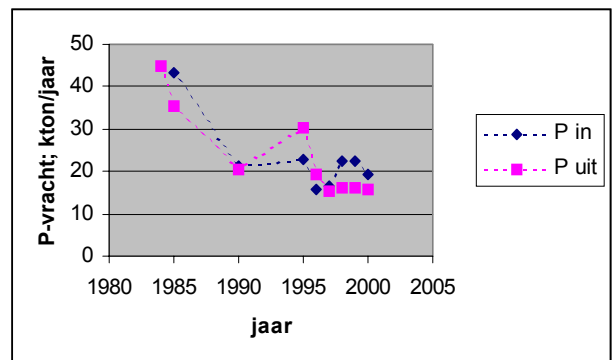
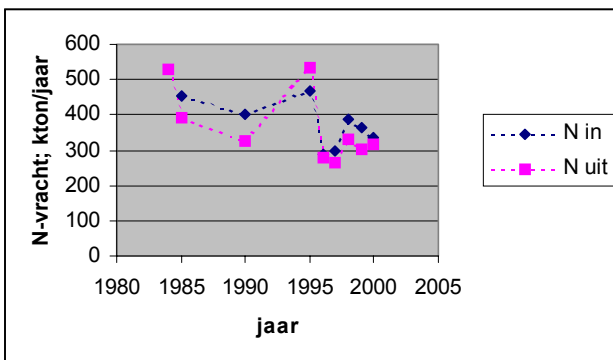
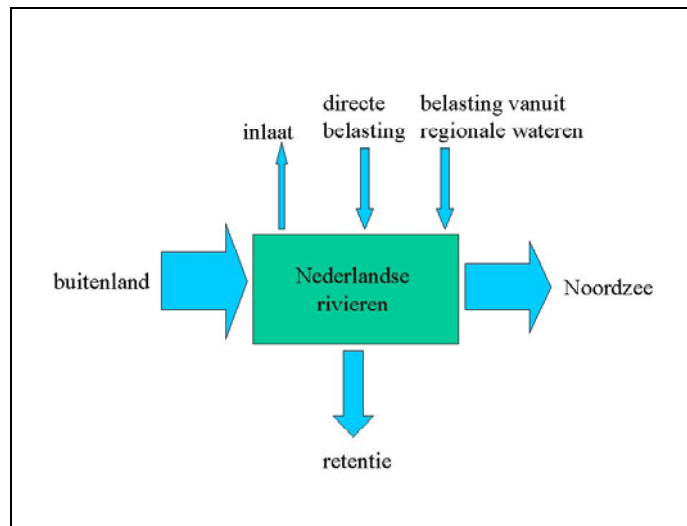
Figuur 3.5: Achtergrondbelasting door kwel en mineralisatie van veen in West Nederland. Overgenomen uit Griffioen et al., 2002. De eerste figuur geeft de belasting met N weer, de tweede de belasting met P.





3.5 Aanvoer via de grote rivieren

Een belangrijke bron is de aanvoer van N en P met de rivieren vanuit het buitenland. Dit kan echter ook goed “doorvoer” genoemd worden; een groot deel verlaat Nederland weer via dezelfde rivier. Het grootste deel van de totale vracht verlaat Nederland via het Haringvliet bij Maassluis. Tijdens de passage van Nederland wordt het water nog extra belast door directe belasting van het rivierwater en via de regionale wateren die uitkomen op de grote rivieren. Daar staat tegenover, dat er ook water wordt ingelaten in de regionale wateren, en er retentie optreedt in de grote rivieren, onder andere door vastlegging in het slib. Het geheel van de lotgevallen is weergegeven in onderstaand (schematisch, niet op schaal!) diagram.



Figuur 3.6: Vrachten N totaal en P-totaal in de grote rivieren. In: vrachten die vanuit het buitenland via de rivieren Nederland binnen komen. Uit: Vrachten vanuit Nederland richting Noordzee.

Opvallend is dat de vrachten in de Rijn sterk zijn afgenomen in de periode 1985-2000 (N: 35%, P: 61%), terwijl in Maas en Schelde alleen voor P een verbetering te zien is (25 resp. 35%). Hier zijn de vrachten voor N toegenomen; in de Maas bedraagt deze toename zelfs 43% [de Rijk et al, 2002, zie bijlage 1].

Uit de figuren blijkt duidelijk, dat ook in het buitenland vooral in de periode 1985-1990 een sterke reductie van de emissies vanuit puntbronnen heeft plaatsgehad.

3.6 Bronnen analyse voor een paar specifieke watersystemen

3.6.1 N-en P-stromen van landbouw tot Noordzee

Landelijk gezien wordt de bijdrage van de emissies vanuit de Nederlandse landbouw aan de totale belasting van de regionale wateren geraamd op ca. 50 % voor P en ca 65% voor N. De bijdrage aan de totale belasting op de grote rijkswateren is ca 5% voor P en ca 10% voor N.

3.6.2 Bronnen analyse voor Friese Boezem en IJsselmeer

De bronnenanalyse in tabel 3.1 geeft een landelijk beeld. Voor het totaal van de regionale wateren wordt de bijdrage van de landbouw geraamd op 63% (stikstof) en 50% (fosfor). Dit betreft de situatie in 1996.

Voor sommige specifieke watersystemen kan ook een inschatting gegeven worden. De Friese Boezem wordt sterk beïnvloed door de belasting vanuit het achterland; circa 80% van de belasting met fosfor en stikstof is afkomstig van uitgeslagen polderwater.

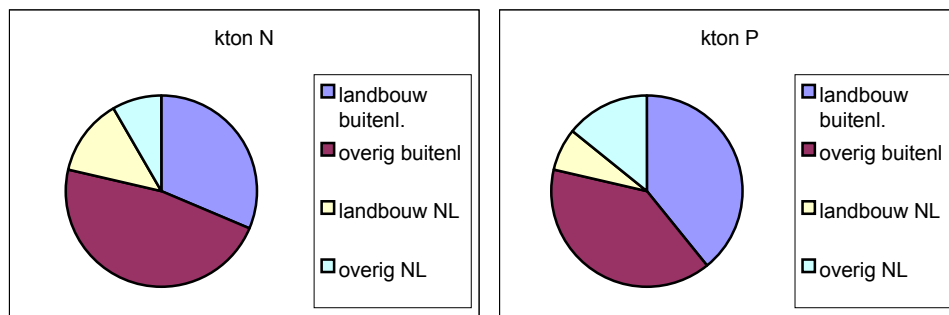
Het IJsselmeer daarentegen wordt sterk beïnvloed door de vrachten die via de IJssel worden aangevoerd. Naar schatting komt ruim 80% van de belasting van het IJsselmeer via de IJssel het meer in. Een groot deel hiervan is via de Rijn uit Duitsland afkomstig [Lammens, 1999]. De directe bijdrage vanuit de Nederlandse landbouw bedraagt ca 15%. Per eenheid van oppervlakte van de stroomgebieden van de IJssel in Nederland en Duitsland zijn de belastingen zowel uit de puntbronnen als uit de landbouw in Nederland iets hoger. In de volgende paragraaf wordt de bronnenanalyse voor de IJssel nader uitgewerkt.

3.6.3 Bronnen analyse voor de IJssel.

Gemiddeld is de fosforvracht in de IJssel bij Kampen $2.9 \text{ kton P j}^{-1}$ en de stikstofvracht 61 kton N j^{-1} . Dit is circa 70% van de totale fosfor- en stikstofbelasting op het IJsselmeer.

Van deze 2.9 kton P is 2.3 kton afkomstig uit Duitsland. Van de 61 kton N is 48 kton afkomstig uit Duitsland [RWS-dir. Oost-Nederland, in concept].

De bijdragen aan de fosfor- en stikstofvrachten vanuit Nederlandse bronnen is dus beperkt, zo'n 20%. De reden hiervoor is dat het Nederlandse deel van het stroomgebied slechts 5.000 km² is, tegen 26.000 km² in het buitenland [Krönvang *et al.*, 2001]. In onderstaande figuur (figuur 3.7) zijn de vrachten in de IJssel nader uitgesplitst naar emissiebronnen en uitgedrukt in absolute bijdragen.



Figuur 3.7. Jaarvrachten stikstof en fosfor in de IJssel; herkomstanalyse.

Als echter rekening wordt gehouden met het verschil in grootte van de stroomgebieden in Nederland (IJssel) en Duitsland (Rijn) en de belastingen per emissiebron worden uitgedrukt als emissies per km² stroomgebied ontstaat een iets ander beeld (tabel 3.2). Dan blijken deze bijdragen uit Nederland vergelijkbaar of zelfs wat hoger dan de bijdragen uit Duitsland. Ook valt op dat voor stikstof in Nederland de bijdrage vanuit de landbouw wat hoger is dan die van de overige bronnen, terwijl de situatie voor Duitsland omgekeerd is. In Duitsland zijn de bijdragen van de landbouw en de overige emissiebronnen aan de fosforvrachten vergelijkbaar, terwijl in Nederland de bijdrage vanuit de overige emissiebronnen wat groter is. Dit blijkt nog duidelijker als naar de belasting voor het hele Nederlandse grondgebied wordt gekeken. Dan blijkt dat de belasting in het stroomgebied van de IJssel nog relatief laag is, gemiddeld in Nederland liggen de vrachten per km² nog veel hoger.

Tabel 3.2.: De bijdrage vanuit Nederland en het buitenland aan de stikstof- en fosforvruchten bij Kampen per km² stroomgebied (Nederland (stroomgebied IJssel) 5000 km², buitenland (stroomgebied Rijn) 26000 km²). Ter vergelijking is ook de belasting per km² voor het totale Nederlandse grondgebied gegeven.

Bron	N kg/km ²	P kg/km ²
Buitenland (Rijnstroomgebied)		
Landbouw	720	42
Overig	1100	42
Nederland (stroomgebied IJssel)		
Landbouw	1600	42
Overig	1000	80
Nederland (totale grondgebied)		
Landbouw	2100	120
Overig	1100	130

3.7 Balansstudies

In een tiental studies zijn voor een klein gebied of regio balansen opgesteld om het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater te bepalen. Hieruit blijkt dat in bijna alle studies de bijdrage van de landbouw aan de totale belasting van het oppervlaktewater meer dan 50% bedraagt en soms zelfs wel meer dan 90% [Arcadis, 2002].

In het kader van de evaluatie van de meststoffenwet wordt gezocht naar relaties tussen de verliesnormen en de kwaliteit van de diverse milieucompartimenten. Het is van belang dat deze relaties worden onderbouwd door meetgegevens. In een recent geactualiseerde literatuurstudie [Arcadis 2002]) is gekeken of het mogelijk is om op basis van meetgegevens de relatie tussen mestgift en oppervlaktewaterkwaliteit te kwantificeren.

Uit een eerste beoordeling van de literatuur blijkt dat er slechts weinig onderzoek is verricht, waarin zowel het mestoverschot is gekwantificeerd als gemeten is aan de waterkwaliteit. Bovendien is het moeilijk om een directe relatie te leggen tussen oppervlaktewaterkwaliteit en mestoverschot. Immers, de kwaliteit van het oppervlaktewater wordt mede bepaald door tal van andere factoren, zoals type water, verblijftijd, aanvoer van water van elders, belasting vanuit andere bronnen etc..

Het gebrek aan meetgegevens was destijds (midden jaren '90) al aanleiding om het DOVE onderzoeksprogramma op te starten. DOVE staat voor Diffuse belasting van het Oppervlaktewater vanuit de VEehouderij. In dit kader wordt intensief gemeten op perceelsniveau op grasland op zand, veen en klei. Doel van deze drie projecten is het kwantificeren van de belasting naar het oppervlaktewater en het eveneens kwantitatief in beeld brengen van de water en stofstromen. Het DOVE project grasland op zand is

nagenoeg afgerond en er wordt momenteel gewerkt aan de eindrapportage. Het project op veen loopt nog volop. Het klei project is eind vorig jaar opgestart. Hiervan zijn nog geen gegevens verzameld. Van de andere twee projecten zijn **voorlopige** resultaten meegenomen in de studie.

In het DOVE-deelproject grasland op veen zijn er voor het jaar 2000 balansen opgesteld voor de Vlietpolder. In onderstaande tabel (tabel 3.3) zijn de stikstof- en fosfor-balans voor het oppervlaktewater in de Vlietpolder weergegeven. Voor zowel stikstof als fosfor blijkt de uit- en afspoeling de belangrijkste aanvoerroute te zijn. De vrachten in het uitspoelende water zijn voornamelijk afkomstig van de mest en van mineralisatie van het veen, waarbij de laatste post circa 20% van de totale vracht in het uitspoelend water bedraagt. De hoofdmoot is dus afkomstig van de mest. De bijdrage van de inlaat van gebiedsvreemd water is beperkt ten opzichte van de overige bronnen. Het kan in de zomerperiode echter een rol van betekenis zijn, als de aanvoer via andere routes beperkt is.

Tabel 3.3: Stikstof- en fosforbalans voor het oppervlak van de Vlietpolder (totaal 201 ha) in het jaar 2000 [vd Eertwegh, 2001].

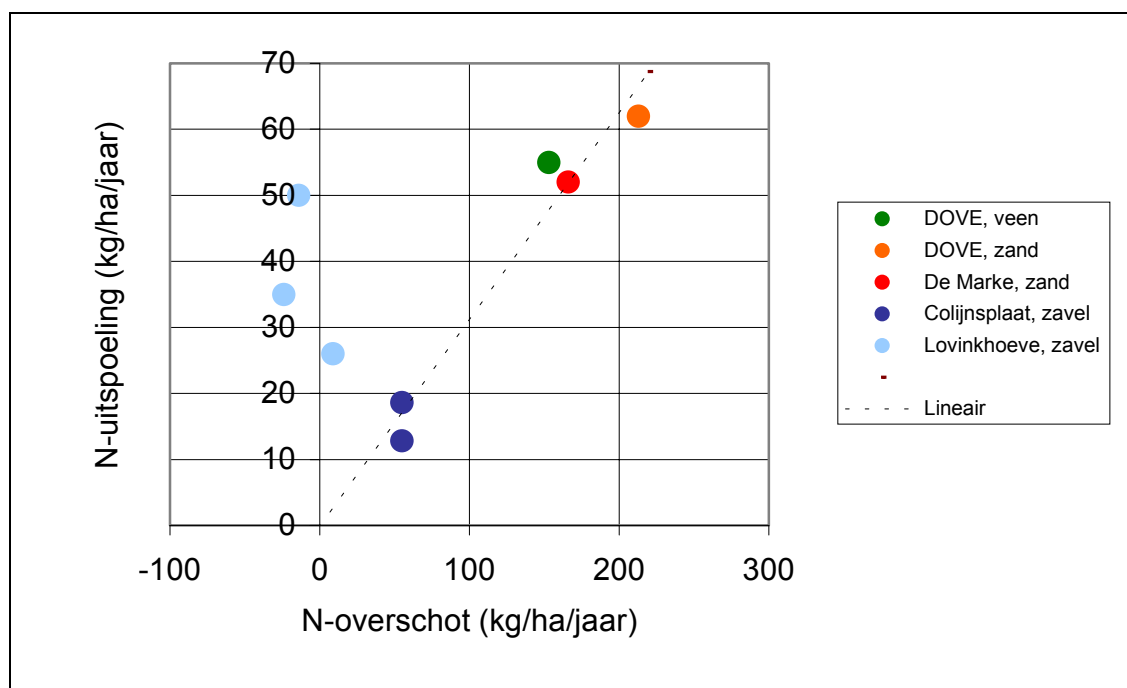
	N (kg/jaar)	P (kg/jaar)	N(kg/ha/jaar)	P(kg/ha/jaar)
In				
neerslag	417	17	2,1	0,1
inlaat	432	136	2,1	0,7
uit- en afspoeling	8676	542	43,2	2,7
Uit				
gemaal	7346	472	36,5	2,3
wegzijging	102	8	0,5	0,0
infiltratie	775	64	3,9	0,3
overig	1304	151	6,5	0,8

Naast de DOVE projecten zijn er ook nog een aantal andere onderzoeken uitgevoerd, waarin zowel het mestoverschot als de belasting van het oppervlaktewater is gekwantificeerd. In onderstaande tabel worden de resultaten samengevat.

Tabel 3.4: Overzicht van de resultaten van een aantal praktijkproeven waarin mestoverschot en uitspoeling door metingen zijn vastgesteld.

	Landgebruik,	Meet-	Stikstof kg N/ha,jaar		Fosfor kg P/ha,jaar	
			Mest-	Uitspoeling	Mest-	Uitspoeling
DOVE veen	Grasland, Veen	1999	153	55		
DOVE zand	Grasland, Zand	1999	213	62	16	1,1
Colijnsplaat	Akkerbouw,	1994	55	18,6	-3	0,68
Lovink-	Akkerbouw,	1993	-24	35	-	-
De Marke	Grasland, Zand	1993-	166	52	-	-

Hoewel de uitkomsten van deze veldonderzoeken eigenlijk niet met elkaar te vergelijken zijn, vanwege de sterk uiteenlopende plaatselijke omstandigheden, verschillende meetjaren en verschillende vormen van landgebruik, is het opvallend dat bij 4 van de 5 studies de verhouding tussen het overschot en de hoeveelheid stikstof die uitspoelt vergelijkbaar is; ongeveer 30%. Dit is goed te zien als de resultaten uit tabel 3.4 in een grafiek weergegeven worden. De Lovinkhoeve wijkt af van deze trend; gezien het feit dat ondanks de lage overschotten er toch behoorlijk veel N uitspoelt, wordt vermoed dat aanrijking door kwel hier een behoorlijke rol speelt.



Figuur 3.8: Uitspoeling stikstof in relatie tot overschotten, de gegevens zijn afkomstig uit tabel 3.4.

Er is een groot aantal balansstudies uitgevoerd waarbij een inschatting is gemaakt van de bijdrage van uit- en afspoeling aan de totale belasting van het oppervlaktewater in dat gebied, maar (nog) geen link is gelegd met de gerealiseerde mestoverschotten in die betreffende gebieden. De gegevens uit die studies kunnen dus geen nader inzicht geven in de relatie tussen mestoverschot en verliezen richting oppervlaktewater, wel geven ze een goed beeld van de bijdrage die uit- en afspoeling aan de totale belasting van het oppervlaktewater kan geven. De bijdrage van de landbouw is veelal groot. Op een enkele uitzondering na is deze bijdrage groter dan 50 %, tot soms wel meer dan 90 %.

In tabel 3.5 is een overzicht gegeven van de schattingen die in de betreffende studies gegeven zijn voor de uit- en afspoeling. Opvallend is de enorm brede verdeling van de schattingen, hetgeen duidelijk aangeeft dat om een goed beeld te krijgen verklarende factoren als landgebruik, bodemtype, grondwatertrap en fosfaatverzadiging mee moeten worden genomen bij de interpretatie van deze gegevens.

Tabel 3.5: Samenvatting resultaten van geschatte belasting naar het oppervlaktewater op basis van balansstudies, voor N (bovenste tabel) en P (onderste tabel).

N	Veen (kg N/ha/j)	Klei (kg N/ha/j)	Zand (kg N/ha/j)
5% percentiel	7	8	4
Mediaan	33	22	36
95 % percentiel	45	64	85
n	15	24	25

P	Veen (kg P/ha/j)	Klei (kg P/ha/j)	Zand (kg P/ha/j)
5 % percentiel	0,0	0,3	0,2
Mediaan	1,8	1,9	1,5
95 % percentiel	4,2	4,8	6,4
n	18	20	27

4 Trendanalyse Oppervlaktewaterkwaliteit Regionale Wateren

Regionale wateren omvat een breed scala aan watertypen, zowel stromende wateren (bijvoorbeeld beken) als stagnante wateren (meren, plassen). De belasting van deze wateren vindt via een groot aantal routes plaats. Hieronder wordt een landelijk beeld gegeven van de regionale wateren in het algemeen. Vervolgens wordt ingegaan op meren en plassen (de meest gevoelige systemen) en op landbouwbeïnvloede wateren. Deze laatste zijn wateren, waarvan de beheerders hebben aangegeven dat deze voornamelijk door landbouw beïnvloed worden, en zijn onderscheiden om een beter beeld te krijgen van de mogelijke effecten van landbouwemissies op de kwaliteit van de regionale oppervlaktewateren.

4.1 regionale wateren, landelijk beeld

In samenwerking met de verschillende waterbeheerders zijn uitgebreide datasets verzameld. De gemiddelde concentraties stikstof en fosfor, zoals gepresenteerd door het CIW [CIW, 2002] liggen al jaren op een niveau van ongeveer 2 maal de MTR/richtinggevende waarde.

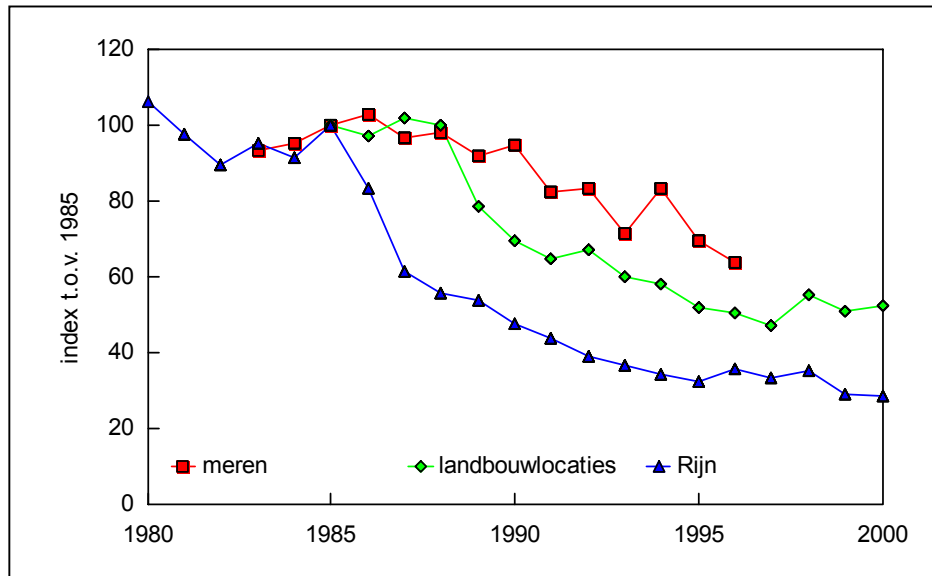
Al eerder waren van meren nutriëntenconcentraties en de daaraan gerelateerde parameters algenbiomassa en doorzicht in de regionale oppervlaktewateren verzameld tot en met het jaar 1996. Deze dataset bevat ook een klein aantal rijksmeren. Het was helaas niet meer mogelijk deze dataset tijdig te actualiseren.

Om de effecten van het gevoerde meststoffenbeleid te toetsen zijn in CIW-kader daarnaast lange termijn (1985-2000) monitoringsgegevens van nutriëntenconcentraties in ruim 300 landelijk gespreide oppervlaktewateren verzameld, waarvan de beheerder aangaf dat ze voornamelijk door landbouw beïnvloed zijn (verder genoemd: “landbouwbeïnvloede wateren”).

Op basis van deze datasets is de landelijke spreiding van concentraties van stikstof en fosfor beschreven, alsmede de veranderingen daarin gedurende de periode 1985-2000. De data laten zien dat gedurende de afgelopen decennia gemiddeld de kwaliteit van regionale landbouwbeïnvloede wateren aanzienlijk is verbeterd, zij het veel minder dan in de Rijn (figuur 4.1). Vooral de concentraties fosfor zijn sterk gedaald. Thans zijn de gemiddelde concentraties in de regionale landbouwbeïnvloede wateren ongeveer gelijk aan die in de Rijn.

De geconstateerde sterke afname in de totaal-fosfor concentratie in landbouwbeïnvloede locaties is een paar jaar later opgetreden dan die in de Rijn bij Lobith (figuur 4.1), terwijl de afname in de Nederlandse meren weer pas daarna is begonnen. Dit laatste is logisch daar

met name in meren de najling het grootst is door interne nalevering van fosfor vanuit het sediment en de langere verblijftijd van water in meren.



Figuur 4.1: Relatieve verandering van totaal-fosfor concentratie in de Rijn bij Lobith, in de landbouw beïnvloede locaties en in de Nederlandse meren en plassen ten opzichte van de waarde in 1985 (index 100). In 1985 waren de absolute concentraties voor de meren 0.27 mg.l⁻¹, voor de landbouwlocaties 0.38 mg.l⁻¹ en voor de Rijn 0.62 mg.l⁻¹, momenteel zijn de concentraties in de diverse systemen ongeveer gelijk; 0.18 mg.l⁻¹ voor de meren en de Rijn, 0.20 mg.l⁻¹ op de landbouwlocaties.

De oorzaak van de sterke daling van de fosforconcentraties ligt grotendeels in de reductie van lozingen uit huishoudens (defosfatering bij RWZI's, aansluiten verspreide bebouwing, fosfaatvrije wasmiddelen) en industrie. De stikstofconcentratie in de regionale wateren is vrijwel niet gedaald. De verbetering lijkt midden jaren 90 te stagneren op een niveau van ongeveer 2 x de MTR waarden van N en iets boven de MTR voor P.

Regionale wateren, meren en plassen

Meren en plassen zijn eutrofiëringgevoelige systemen. Als specifiek naar deze wateren wordt gekeken, blijkt dat daar de afgelopen 15 jaar een behoorlijke verbetering is opgetreden:

- de gemiddelde fosforconcentratie (zomergemiddelde waarde) in de periode 1980-1996 met 50% gedaald,
- de stikstofconcentraties zijn met bijna 20% gedaald
- de algenbiomassa is met ruim 50% gereduceerd
- het doorzicht is gestegen met 15 %.

De concentraties N en P zitten in 1996 echter nog boven MTR-niveau [Portielje en van der Molen, 1997]. De ecologische kwaliteit van de meren is nog onvoldoende; meer dan 70% van de meren zit midden jaren 90 nog op een zeer laag niveau [CIW, 2001].

4.2 Landbouwbeïnvloede kleine wateren

De bestrijding van eutrofiëring heeft zich in het begin sterk gericht op de sanering van puntbronnen. Daarna(ast) heeft ook het terugdringen van de belasting vanuit diffuse bronnen sterke aandacht gekregen. De effecten van het beleid ten aanzien van de belasting van oppervlaktewater vanuit diffuse bronnen, zoals af- en uitspoeling vanuit de landbouw, zijn naar verwachting het eerst en best merkbaar in de nutriëntenconcentraties van de kleine, direct door deze af- en uitspoeling beïnvloede wateren.

Essentieel voor een dergelijke analyse zijn een goede ruimtelijke spreiding van de meetlocaties over Nederland en een dominante invloed van de belasting door de landbouw. Hoewel de gebruikte dataset goed landsdekkend is, zijn er nog enige regio's die relatief ondervertegenwoordigd zijn, zoals delen van de bekende mestoverschotgebieden in het oostelijk en zuidelijk zandgebied. Of ook werkelijk sprake is van een dominante invloed van de landbouw op de geselecteerde locaties, is niet goed te controleren. Een globale controle op naam en ligging van de locaties doet vermoeden dat de dataset in dit opzicht voor verbetering vatbaar is.

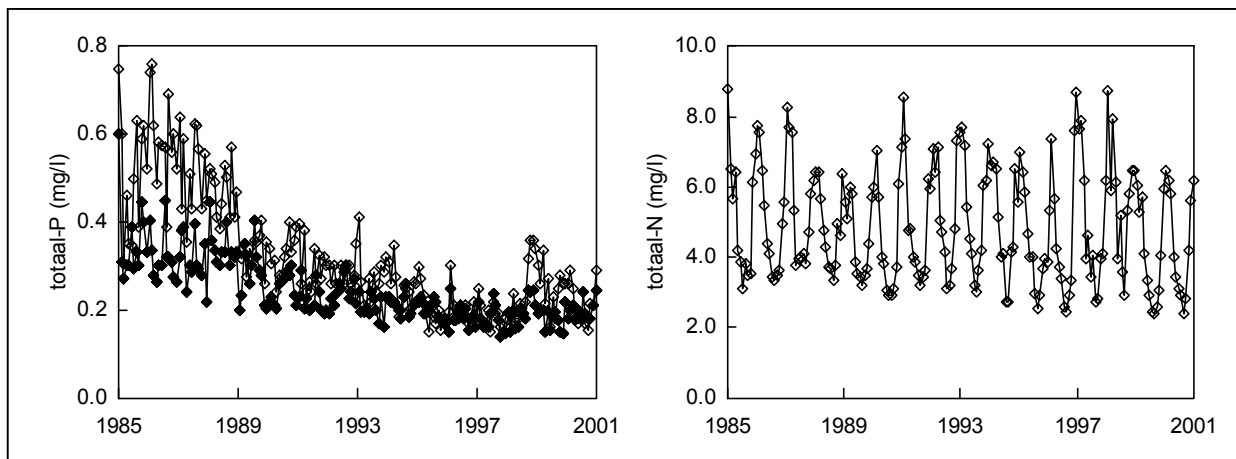
Uit de analyse van de gegevens [Portielje et al, 2002] zijn een aantal punten naar voren gekomen:

Trends in fosfor: Gemiddeld zijn gedurende de periode 1985-2000 de totaal-fosfor concentraties sterk afgenomen. Uitgedrukt in de maandelijkse mediaan van de concentraties op alle locaties waarvan meetgegevens beschikbaar zijn komt dit neer op bijna een halvering over deze periode, van 0,38 mg P.l⁻¹ naar 0,20 mg P.l⁻¹. Hierbij is, na een periode met hoge concentraties en sterke maand tot maand fluctuaties in de periode 1985-1989, de sterkste daling opgetreden in de periode 1989-1995. Daarna is er een afvlakking van de dalende trend opgetreden, en zijn de totaal-fosfor concentraties gestabiliseerd rond het huidige niveau van 0,20 mg P.l⁻¹ (zie figuur 4.2).

Het aandeel landbouwareaal in de afwateringseenheid is ook een belangrijke factor. In de set locaties met meer dan 70 % landbouwareaal binnen de afwateringseenheid waren de concentraties in de beginjaren van de bestudeerde periode aanzienlijk lager dan in locaties met minder dan 70 % landbouw, maar ook hier zijn de totaal-fosfor concentraties meer dan gehalveerd, en is er een afvlakking van de dalende trend sinds 1995 (figuur 4.2). Het

verschil in concentraties tussen beide deelsets is in de loop der jaren verdwenen. De sterkere afname in de set locaties met minder dan 70% landbouwareaal kan derhalve waarschijnlijk toegeschreven worden aan de sanering van puntbronnen zoals overstorten en ongezuiverde lozingen van huishoudelijk afvalwater. Voor deze locaties is de aard van de belasting in de loop der tijd veranderd. Zo zal door het saneren van deze puntbronnen het procentuele aandeel diffuse belasting door uitspoeling sinds 1985 in de tijd zijn toegenomen. Bovendien moet opgemerkt worden dat een meetlocatie die thans, op grond van de gestelde criteria als voornamelijk door landbouw beïnvloed wordt aangemerkt, dat medio jaren tachtig mogelijk nog niet was. De variatie van maand tot maand in de mediane totaal-P concentratie in de periode 1985-1989 was ook aanzienlijk groter in de locaties met minder dan 70% landbouwareaal binnen de afwateringseenheid. Ook in de deelset met meer dan 70% landbouwareaal is een invloed van de sanering van de overige bronnen niet uit te sluiten.

Trends in stikstof: Voor totaal-stikstof is er ook sprake van een dalende trend, maar de relatieve afname, van 4,9 mg N.l⁻¹ in januari 1985 naar 4,2 mg N.l⁻¹ in december 2000, is veel kleiner dan die van totaal-fosfor. Voor totaal-stikstof is er bovendien geen verschil tussen deelsets met meer en minder dan 70 % landbouwareaal in de afwateringseenheid.

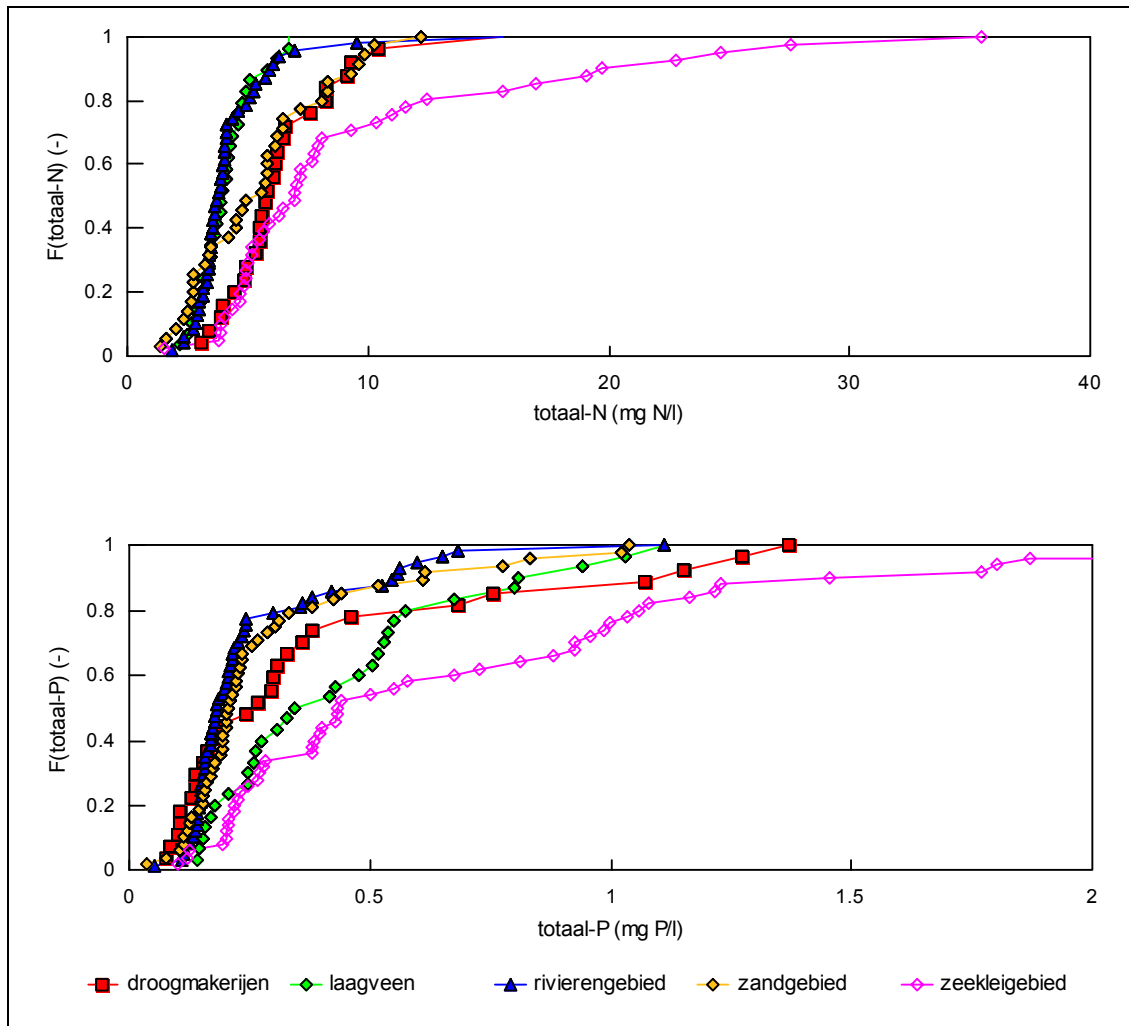


Figuur 4.2: Verloop in de tijd van de mediane concentraties per maand van totaal-P (links) en totaal-N (rechts). Voor totaal-P zijn deze uitgesplitst naar locaties met <70% (open symbolen) en >70% (dichte symbolen) landbouwareaal in de afwateringseenheid waarbinnen een locatie zich bevindt. Voor totaal-N verschillen deze deelsets onderling niet en is dit onderscheid derhalve niet gemaakt.

Regionale verschillen in concentraties: Binnen Nederland zijn er grote regionale verschillen in nutriëntenconcentraties. De ruimtelijke spreiding laat zien dat hoge concentraties vooral een regionaal karakter hebben. Met name in het Westland, in het oosten van het land en in het westelijk deel van Brabant zijn de concentraties totaal-N plaatselijk zeer hoog. Een differentiatie naar bodemtype is gewenst voor zowel fosfor als stikstof. De totaal-fosfor concentraties zijn het laagst in het pleistoceen, het rivieren- en het zandgebied, en een deel van de droogmakerijen. Verreweg de hoogste concentraties komen voor in het

zeekleigebied, en in mindere mate in het laagveengebied en een deel van de droogmakerijen (zie figuur 4.3).

Ook voor totaal-N is er een duidelijk, hetzij minder uitgesproken, onderscheid tussen de verschillende bodemtypen. Deze concentraties zijn het laagst in het rivieren- en laagveengebied, en evenals voor totaal-P het hoogst in het zeekleigebied. Het zand- en hoogveengebied, de droogmakerijen en het pleistoceen nemen hier een tussenpositie in.



Figuur 4.3: Distributiecurven van de meerjarige gemiddelde concentraties totaal-P (boven) en totaal-N (onder) per landschapsregio over de periode 1985-2000. Alleen locaties waarvoor van tenminste drie jaren gemiddelden berekend konden worden zijn gebruikt.

Relaties met systeemkenmerken: De hoogste concentraties stikstof en fosfor worden gevonden in het zeeklei- en laagveengebied met een groot areaal (glas-)tuinbouw. In het zandgebied en in het zeekleigebied is een significant negatief verband gevonden tussen de totaal-fosfor concentratie en de diepte van de grondwaterstand onder het maaiveld, waarbij

bij diepere ontwatering lagere concentraties werden aangetroffen. Er zijn geen significante verbanden gevonden tussen nutriëntenconcentraties of –trends en de kwelintensiteit, maar voor een meerderheid van de bodemtypen wel positieve verbanden met de concentraties in het diepe grondwater. De hoge concentraties totaal-fosfor in het westen van het land worden derhalve voor een deel (mede) veroorzaakt door fosfaatrijke kwel. Aanvullende gegevens over de nutriëntenconcentraties in het kwelwater zijn echter noodzakelijk voor het beter inschatten van de (plaatselijke) invloed van kwel op de waterkwaliteit. Het negatieve verband tussen totaal-fosforconcentraties en grondwaterdiepte in het zandgebied is in overeenstemming met ook modelmatig onderbouwde relaties tussen vernatting en toename van de fosfaatuitspoeling.

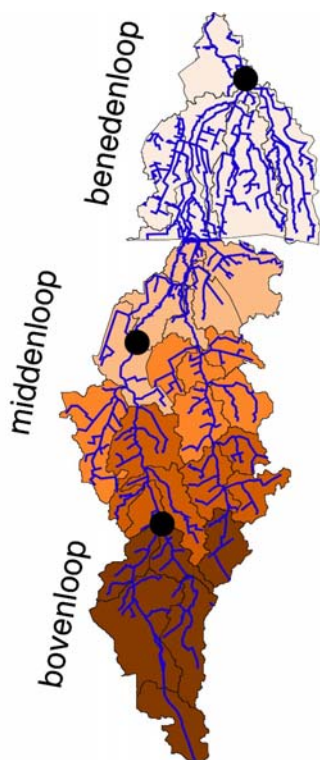
Trends op locaties. Op het niveau van individuele locaties is er voor zowel totaal-fosfor als totaal-stikstof, met respectievelijk 56% en 60%, sprake van een significant dalende trend op een meerderheid van de locaties. Op respectievelijk 13 % en 10 % van de locaties is er daarentegen sprake geweest van een significante stijging.

Het verschil tussen de relatieve afname van enerzijds totaal-P en anderzijds totaal-N is opmerkelijk. Ook al is er op een meerderheid van de locaties een significante afname van beide nutriënten, de procentuele reductie over de periode 1985-2000 is aanzienlijk kleiner voor totaal-N dan voor totaal-P. Dit duidt er op dat de maatregelen tot nu toe vooral een sterkere reductie van P hebben tot gevolg hebben gehad. In het verband tussen de geconstateerde daling in met name totaal-fosfor en het gevoerde (mest)beleid zijn er echter nog onzekerheden. Een niet te verwaarlozen invloed van de (sanering van) puntbronnen op de waargenomen trends is vooralsnog niet uit te sluiten, gezien ook de opmerkelijke overeenkomsten met trends in emissies door defosfatering op RWZI's en de introductie van fosfaatvrije wasmiddelen. Daarnaast kan ook een veranderde afvoerverdeling vanaf de percelen, en wel een afname van het aandeel snelle, oppervlakkige afvoer een verklaring zijn voor het verschil in trend tussen N en P. Door de veranderde mestgiften en het in praktijk brengen van emissiereducerende methoden voor mesttoediening (bijvoorbeeld de introductie van mestinjectie eind jaren tachtig), alsook een mogelijk opgetreden verlaging van de grondwaterstand kan een dergelijke verschuiving plaats hebben gevonden. Modelberekeningen suggereren dat de vracht van totaal-P naar het oppervlaktewater veel sterker zal afnemen door een verschuiving van snelle oppervlakkige afvoer richting langzamere ondiepe en diepe afvoer dan die van totaal-N. Dit komt omdat de retentie van P door vastlegging in de bodem veel sterker is bij langzamere diepere afvoer dan bij snelle oppervlakkige afvoer, daar de toplaag van de bodem het sterkst is opgeladen met fosfor. De retentiefactoren van totaal-N verschillen niet sterk tussen beide afvoerposten.

Een hard onderscheid is er echter niet te leggen vanwege het veelal gefaseerd invoeren van maatregelen, de lange tijdschalen van maatregel-effect relaties en het feit dat de effecten van

verschillende typen maatregelen hierdoor in de tijd door elkaar heen lopen. Het is uiteindelijk het netto effect dat bepaalt of verdere bijsturing en aanscherping nodig is. Ondanks de grote verbeteringen die zijn opgetreden, zijn deze echter de laatste jaren gestagneerd op een niveau ($0,20 \text{ mg P.l}^{-1}$ als landelijke mediaan) waarbij de oorspronkelijke doelstellingen van $0,15 \text{ mg P.l}^{-1}$ nog niet bereikt zijn. Voorts is de afname in totaal-stikstof relatief gering geweest, ook hiervan liggen de concentraties veelal nog boven de richtinggevende waarden.

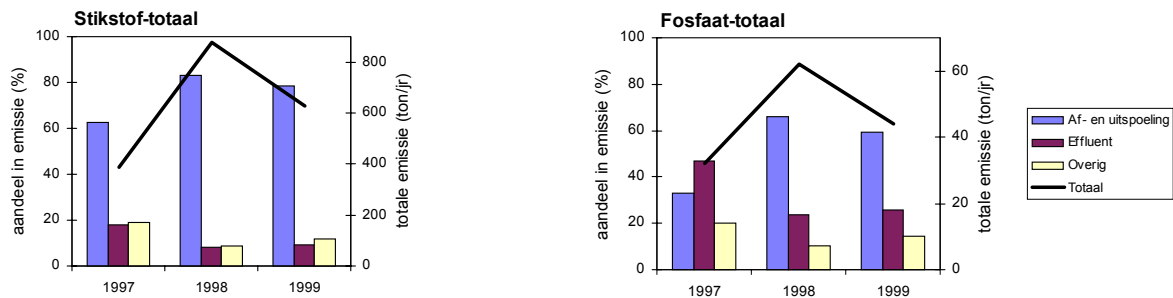
4.3 Case: het Beerze-Reusel gebied



In deze pilotstudie [de Blois, 2002] wordt het stroomgebied van de Beerze (zie Figuur 4.4), een gebied van 24,500 ha in Noord-Brabant, in detail bestudeerd. Het stroomgebied van de Beerze kan worden gekenschetst als een typisch veehouderijgebied. Van het totale areaal is 61% bedekt met gras of maïs. Met name in de benedenloop is veel landbouw; in de bovenloop van de Beerze is ook veel natuur (52% van het areaal), terwijl 42% in gebruik is van de landbouw. Een andere belangrijke bron van meststoffen is de RWZI-Hapert, die op de middenloop van de Beerze loost.

De emissies van stikstof naar het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Beerze in 1997, 1998, en 1999 zijn met name afkomstig van af- en uitspoeling vanaf landbouwgronden. Deze bron draagt in die jaren resp. 63%, 83%, en 79% bij aan de totale emissie van stikstof, terwijl de RWZI Hapert resp. 18%, 8%, en 9% bijdraagt. Voor fosfor is in 1997 de RWZI de belangrijkste bron (47%), gevolgd door af- en uitspoeling (33%), en erfafspoeling (11%). In de nattere jaren 1998 en 1999 zijn de rollen omgedraaid: af- en uitspoeling levert dan een bijdrage van resp. 66% en 59%, terwijl de RWZI resp. 24% en 26% bijdraagt. Ook de totale emissie van nutriënten naar het oppervlaktewater wordt sterk beïnvloed door de hoeveelheid neerslag. Zie Figuur 4.5.

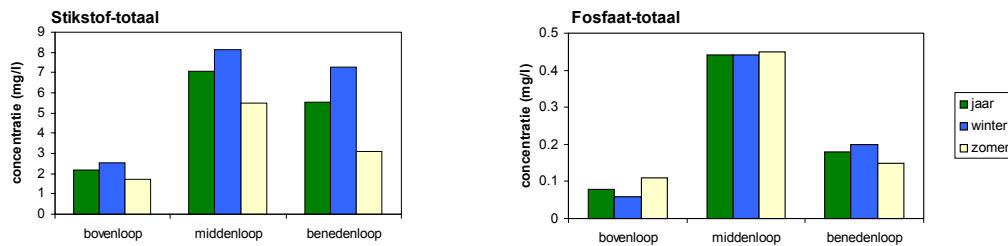
Figuur 4.4: Stroomgebied van de Beerze met de drie meetpunten.



Figuur 4.5: Aandeel van af- en uitspoeling en RWZI-effluent in de totale emissie van stikstof en fosfor in 1997, 1998, en 1999

Op een drietal meetpunten verdeeld over boven-, midden-, en benedenloop is de kwaliteit van het beekwater gevolgd. Voor stikstof wordt op deze punten geen significante negatieve of positieve trend aangetoond. In de bovenloop, waar natuur het dominante landgebruik is, liggen de jaargemiddelde gemeten concentraties stikstof-totaal rond de richtinggevende waarde van 2.2 mg.l^{-1} (zie §1.2). Meer stroomafwaarts, waar het aandeel landbouw toeneemt en de RWZI loost, worden concentraties van twee keer deze waarde gemeten. Op alledrie meetpunten wordt dus de streefwaarde (1 mg.l^{-1}) met meer dan een factor 2 overschreden. Er is een duidelijke invloed van het seizoen zichtbaar (zie Figuur 4.6): in de zomer zijn de concentraties bij de meetpunten in de boven- en middenloop ruim 30% lager dan in de winter, terwijl bij het meetpunt in de benedenloop de zomerconcentratie meer dan 50% lager is dan de winterconcentratie.

Voor fosfor is het beeld iets anders. In de middenloop is duidelijk het effect te zien van de invoering van fosfaatvrije wasmiddelen en verbeterde zuiveringstechnieken bij de RWZI; daar treedt eind jaren tachtig een forse verbetering van de waterkwaliteit op. Sinds begin jaren negentig vertonen de gemeten concentraties fosfor-totaal op twee locaties weer een licht stijgende trend. Met name in de middenloop is er een fosforprobleem: de jaargemiddelde gemeten concentraties fosfor-totaal liggen er ruim boven de richtinggevende waarde van 0.15 mg.l^{-1} (zie §1.2). In de bovenloop en de benedenloop liggen de fosforconcentraties onder of iets boven deze waarde. De streefwaarde (0.05 mg.l^{-1}) wordt echter ook daar nog niet gehaald. De invloed van het seizoen op de gemeten fosforconcentraties verschilt per locatie: in de bovenloop is de gemiddelde zomerconcentratie bijna 100% hoger dan de gemiddelde winterconcentratie, in de middenloop zijn ze nagenoeg gelijk, en in de benedenloop is de zomerconcentratie gemiddeld 25% lager dan de winterconcentratie.



Figuur 4.6: Gemiddelde gemeten seizoensconcentraties van stikstof en fosfor in 1985-2000.

Omdat de RWZI een belangrijke bijdrage levert aan de belasting van het oppervlaktewater in de middenloop, is met behulp van een regionaal oppervlaktewatermodel getoetst wat het effect is van een vergaande reductie van de lozing van fosfor door de RWZI (50% reductie, bovenop de al behaalde emissiereductie van vóór 1997). De stofvrachten in de middenloop nemen hierdoor met 30% tot 40% af, maar de richtinggevende waarde van het MTR (0.15 mg.l^{-1}) wordt er nog steeds zeer vaak overschreden en de streefwaarde (0.05 mg.l^{-1}) wordt nog niet bereikt. Om de gewenste waterkwaliteit te bereiken, zijn aanvullende maatregelen dus noodzakelijk [De Blois, 2002]. Een combinatie van maatregelen die ingrijpen op zowel de landbouwemissies als de communale emissies en het hydrologisch systeem lijkt dan het meest effectief te zijn.

5 Trendanalyse Kwaliteit Zoete Rijkswateren

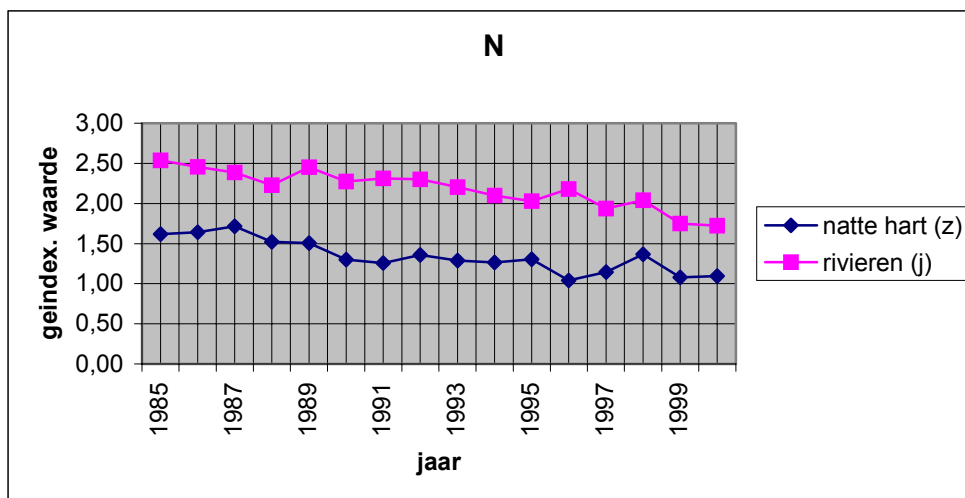
5.1 Chemische kwaliteit

De Nederlandse wateren zijn duidelijk nog te rijk aan voedingsstoffen. Voor zowel fosfor als stikstof worden vrijwel alle meren de normen (MTR's) overschreden. Ook de richtinggevende waarden in andere watertypen worden niet gehaald. De positieve ontwikkelingen manifesteren zich vooral in de concentraties in de grote rivieren (m.n. Rijn en Schelde) welke echter voornamelijk de ontwikkelingen in het buitenland reflecteren.

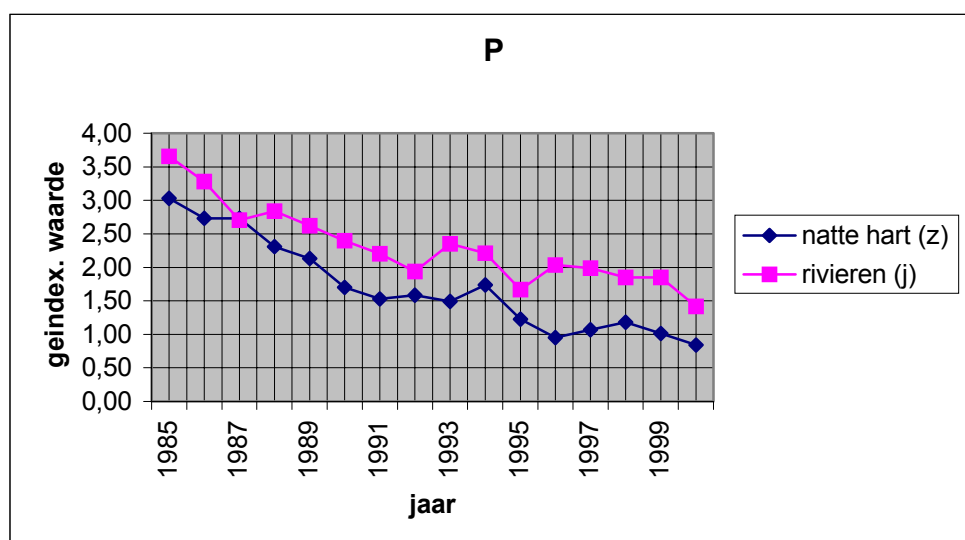
Voor de eutrofiëringssituatie in de Nederlandse rijkswateren is de aanvoer van nutriënten via de grote rivieren een belangrijke bron. Deze vracht is in de laatste twintig jaar behoorlijk afgenomen. De laatste jaren is deze vermindering echter bijna tot staan gekomen. De nutriëntenconcentraties op de grenslocaties van Rijn, Maas en Schelde dalen amper meer, het stikstofconcentratie in de Maas is zelfs licht aan het stijgen. Ook in het Natte Hart (IJsselmeer, Markermeer en randmeren) is deze stagnatie te herkennen. Ook hier is voor stikstof eerder sprake van een lichte stijging dan van een daling. Er zijn dus behoorlijke verschillen tussen individuele watersystemen: de Rijn is behoorlijk verbeterd, Maas ternauwernood: vooral voor N is er daar geen verbetering maar een verslechtering. Een nadere beschouwing t.a.v. de trends voor een aantal individuele watersystemen is gegeven in Bijlage 2: de wateren van de zuidelijke delta worden daarnaast beschreven in paragraaf 6.1.

Landelijke trends: Voor presentatie van landelijke trends zijn de rijkswateren, conform de aanpak die in "Water in beeld" (CIW) wordt gevolgd, in drie clusters samengevoegd. In deze paragraaf worden alle zoete rijkswateren, dus het Natte Hart en de rivieren, besproken. Voor de meren in het Natte Hart is de MTR een daadwerkelijke inspanningsverplichting, voor de rivieren is zijn deze waarden richtinggevend. De wateren in de Zuidelijke Delta zijn voor een groot deel zout, die worden in het volgende hoofdstuk besproken.

Voor P is een sterke daling te zien in de periode 1985-1995, daarna vlakt de curve af. De sterke daling wordt vooral toegeschreven aan de vervanging van fosfaten in wasmiddelen en invoering van defosfatering op zuiveringsinstallaties. N laat een licht dalende trend zien, die echter stagneert in het Natte Hart (Zie figuur 5.1 en 5.2).



Figuur 5.1: Meerjarig verloop stikstof concentraties in de grote rivieren en het Natte Hart. Geïndexeerd is aan de richtinggevende waarde $2.2 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$, voor het Natte Hart aan de MTR $2.2 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$.



Figuur 5.2: Meerjarig verloop fosfor concentraties in de grote rivieren en het Natte Hart. Geïndexeerd is aan de richtinggevende waarde $0.15 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$, voor het Natte Hart aan de MTR $0.15 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$.

In het Natte hart (IJsselmeer, Markermeer en randmeren) liggen de N en P concentraties nu ongeveer op MTR niveau. In de rivieren worden de richtinggevende waarden nog steeds licht overschreden. De streefwaarde wordt in geen van de individuele meren gehaald. Alleen in het Veluwemeer wordt de streefwaarde voor P benaderd.

5.2 Biologische kwaliteit

De afgelopen jaren zijn de emissies van P en, in mindere mate, van N, gedaald. In een aantal watersystemen zijn hiervan duidelijk effecten waarneembaar op de biologische kwaliteit. Eutrofiëringverschijnselen (althans de eindstadia) openbaren zich voor het blote oog vooral in de stagnante wateren. In een aantal watersystemen hebben gedurende de periode 1985-2000 positieve ontwikkelingen plaatsgevonden: de helderheid en de biodiversiteit namen toe (waterplanten – vogels). Dit geldt vooral voor de Veluwerandmeren (Veluwemeer, Drontermeer, Wolderwijd en Nuldernauw) [Bak, 2002]. De belasting van deze meren is afgenomen. Dit geldt ook voor het Eemmeer, maar hier hebben de lagere P concentraties nog niet geleid tot een noemenswaardige verbetering van de helderheid en de biodiversiteit. De reductie van de externe P belasting is vooral te danken aan de verbetering van de kwaliteit van het effluent van de RWZI's. Daarnaast is de laatste jaren ook de belasting vanuit de landbouw enigszins afgenomen, zoals blijkt uit de landelijke trendanalyse voor landbouwbeïnvloede wateren [Portielje et al, 2002]. Hierdoor zijn bijvoorbeeld eveneens de vrachten verminderd die via de Schuitenbeek (een beek die sterk door de landbouw beïnvloed wordt) naar het Wolderwijd [Rijdsijk en Michielsen, 1998] of vanuit het stroomgebied van de Eem naar het Eemmeer [Oostinga, 2001] worden afgevoerd. Voor deze meren geldt echter dat de saneringen van communale bronnen zoals de RWZI's de grootste daling van de belasting hebben veroorzaakt.

Helaas zijn in een groot aantal andere watersystemen negatieve ontwikkelingen waargenomen. Er is een toename van algengroei (vooral blauwalgen), en, daarmee samenhangend, een afname van het doorzicht. In het Volkerak, het Zoommeer en het Markermeer is de nutriëntenbelasting de afgelopen jaren niet verminderd. En hoewel de belasting van het Ketelmeer en IJsselmeer met fosfor vanuit de Rijn gehalveerd is, heeft dit nog geen effect gehad op algengroei en troebelheid in die watersystemen. De voornaamste oorzaak is dat de fosforconcentraties nog onvoldoende gedaald zijn om groeibeperkend te zijn [Bak, 2002].

Stromende wateren vertonen door hun dynamiek minder snel eenvoudig waarneembare eutrofiëringverschijnselen. Karakteristieken als stroming, meandering en beschaduwing zijn, naast nutriënten, dominante factoren voor stromende wateren. Eutrofiëring leidt vrij direct tot het verdwijnen van kenmerkende soorten.

De algehele kwaliteit van de Rijn (zowel chemisch als biologisch!) verbetert; de diversiteit van flora en fauna neemt toe. De verhoging van het zuurstofconcentratie en de vermindering van de chlorofyl-*a* concentratie wordt geweten aan de verhoging van het zoöplankton, dat

de algen begraast. Dit is waarschijnlijk grotendeels aan de vermindering van de toxiciteit van het Rijnwater toe te schrijven [Bak, 2002; Lammens et al., 2001].

De Maas en een aantal kanalen verbeteren niet of nauwelijks. Voor de Maas is de concentratie P iets afgenomen. De concentraties N nemen echter toe. Gegevens over de diversiteit en dichtheid van flora en fauna van de Maas ontbreken [Bak, 2002].

5.3 Case Rijksmeren: streefbeelden, normen, belasting en kwaliteit

Voor verschillende rijksmeren bestaan aan eutrofiëring gerelateerde ecologische doelen en daarvan afgeleide normwaarden voor met name totaal-P concentraties [Boers et al., 2002a,b]:

IJsselmeer: Circa 70% van de fosforbelasting is via de IJssel afkomstig uit de Rijn. De overige belasting is afkomstig uit de stroomgebieden van IJssel en Overijsselse Vecht, uit de provincie Friesland en van diverse kleine bronnen. De gemiddelde totaal-P concentraties zijn door de daling van de concentraties in de Rijn aanzienlijk gedaald van 0,4 mg P l⁻¹ naar 0,12 mg P l⁻¹. De gemiddelde chlorofyl-*a* concentraties bedragen ca 80 µg.l⁻¹ en het doorzicht rond de 0,5 m. Regelmatig zijn er uitgebreide drijfslagen van de toxinevormende cyanobacterie *Microcystis*, met name in het Noordelijk deel. Daar is de laatste 15 jaar geen verandering in gekomen. Dit komt doordat ook de huidige P-concentraties nog niet groeibeperkend zijn. Van de andere kant is het meer zeer productief en verschaft voedsel aan grote hoeveelheden trekvogels.

Voor het IJsselmeer zijn in het Beheersplan Nat (BPN) [Rijkswaterstaat, 1998] de volgende doelen vastgesteld: De streefwaarde voor P is gelijkgesteld aan de streefwaarde uit het concept van de Evaluatie nota water (1993) van 0,05 mg P l⁻¹. Het streefbeeld 2040 voor ecologie is: het terugdringen van dominantie van blauwalgen en het niet meer voorkomen van drijfslagen. In het BPN wordt hierbij geen fosforconcentratie genoemd. Voor dit doel is een fosforconcentratie van 0,06 mg P l⁻¹ nodig [Rijkswaterstaat, 1998].

De belasting van het IJsselmeer is voor 70% afkomstig uit het buitenland. De verdeling van de overige 30% is niet bekend.

Veluwerandmeren: Dit is een reeks ondiepe (ca 1.5 m) meren, gelegen tussen de Veluwe en de Flevopolders. Al deze meren kenden onmiddellijk na hun ontstaan enkele jaren met helder water en waterplanten en sloegen daarna om naar zeer troebel water met algendichtheden van boven de 200 µg chlorofyl-*a* per liter. Deze omslag vond plaats bij fosforconcentraties van 0,15 mg P l⁻¹, de huidige MTR. In al deze meren zijn sinds de 70-er jaren diverse maatregelen genomen om weer een toestand met helder water en water te

bereiken. De voornaamste maatregelen waren gericht op verregaande vermindering van de fosforbelasting uit de diverse RWZI's, daarnaast is doorgespoeld met water uit de Flevopolders en is met name in het Wolderwijd visstandbeheer uitgevoerd. Na aanvankelijk beperkte effecten van de maatregelen trad halverwege de 90-er jaren een snel herstel op. Het doorzicht steeg tot ca 1 meter en de concentratie chlorofyl-*a* (maat voor de algendichtheid) bedroeg nog ca 10 µg chlorofyl-*a* l⁻¹, de bodem was weer grotendeels bedekt met waterplanten en de oorspronkelijk aanwezige watervogels keerden weer terug. Dit herstel trad op bij fosforconcentraties van ca 0,05 mg P l⁻¹. Volgens modelberekeningen kan de huidige heldere toestand stabiel blijven bij concentraties tot 0,1 mg P l⁻¹ [Meijer et al., 1999] De streefwaarde voor P is deels gebaseerd op de ervaringen in deze meren.

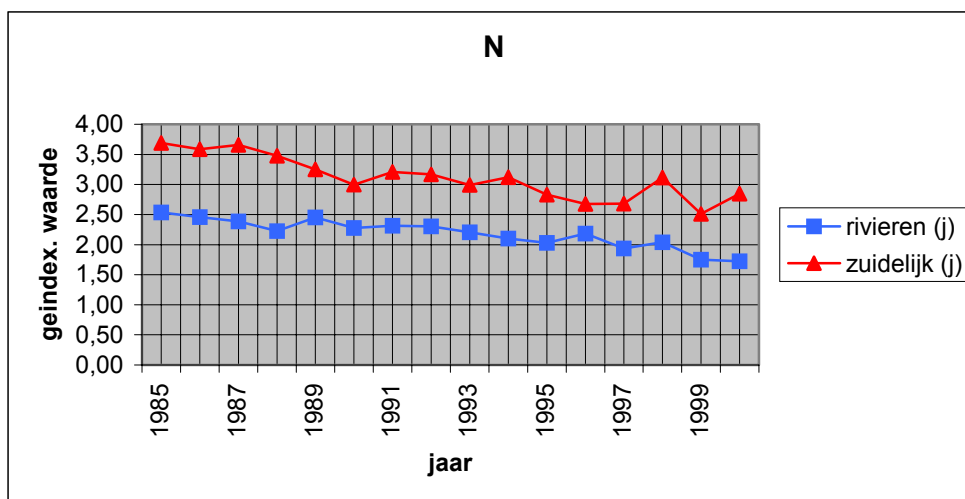
De fosforbelasting op de Veluwerandmeren is deels afkomstig van RWZI's, deels van de landbouw. Een deel van deze laatste fosforbelasting wordt met vele kleine beekjes aangevoerd vanaf de Veluwe, een ander deel is afkomstig van de Flevopolders. De verdeling tussen de verschillende bronnen verschilt per meer, en bedraagt gemiddeld ca 50%. RWZI's zijn verantwoordelijk voor het grootste deel van de overige belasting,

6 Trendanalyse kwaliteit Zoute wateren

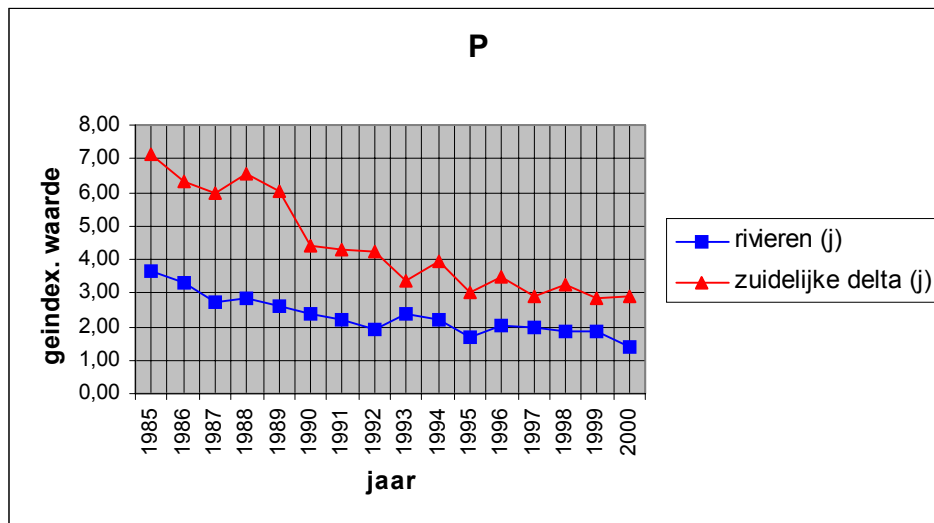
6.1 Zuidelijke Delta

6.1.1 Chemische kwaliteit

Voor de eutrofiëringssituatie in de Nederlandse rijkswateren is de aanvoer van nutriënten via de grote rivieren een belangrijke bron. Deze vracht is in de laatste twintig jaar behoorlijk afgenomen. Ook in de Zuidelijke delta (Ooster- en Westerschelde, Volkerak, Zoommeer, Grevelingenmeer en Veerse Meer) is deze stagnatie te herkennen. **Landelijke trends:** voor P is een sterke daling te zien in de periode 1985-1995, daarna vlakt de curve af. De sterke daling wordt vooral toegeschreven aan de vervanging van fosfaten in wasmiddelen en invoering van defosfatering op zuiveringsinstallaties. N laat een licht dalende trend zien, die echter stagneert in de zuidelijke Delta en het Natte Hart (Zie figuur 5.1 en 5.2).



Figuur.5.1: Meerjarig verloop stikstof concentraties in de zuidelijke Delta. Geïndexeerd is aan de richtinggevende waarde van 2,2 mg.l⁻¹ N. Ter vergelijking is de trend van de rivieren (zie paragraaf 5.1) in de figuur opgenomen.



Figuur 5.2: Meerjarig verloop fosfor concentraties in de zuidelijke Delta. Geïndexeerd is aan de richtinggevende waarde van $0,15 \text{ mg.l}^{-1}\text{P}$. Ter vergelijking is de trend van de rivieren (zie paragraaf 5.1) in de figuur opgenomen.

In de Zuidelijke Delta (Ooster- en Westerschelde, Volkerak, Zoommeer, Grevelingenmeer en Veerse Meer) worden de richtinggevende waarden nog steeds fors overschreden; de streefwaarde wordt in geen van de individuele meren gehaald.

6.1.2 Case: Volkerak

Het Volkerak is in 1987 ontstaan door afdamming van de Oosterschelde. Het is een groot (45 km^2) en vrij ondiep (5,2 m) meer. Na enkele jaren met helder water en lage algendichtheden namen de algendichtheden begin negentiger jaren toe en namen tevens de overlast van drijflagen met *Microcystis* toe. De zichtdiepte nam af. De fosforconcentraties lijken na een aanvankelijke daling de laatste jaren weer wat toe te nemen. De algenbiomassa bedroeg in 2000 bijna $60 \mu\text{g chlorofyl-}a \text{ l}^{-1}$, het doorzicht een meter en de fosforconcentratie ca $0,15 \text{ mg P l}^{-1}$. Naar verwachting zullen bij gelijkblijvende fosforconcentraties de algendichtheden verder toenemen en de zichtdiepte verder afnemen tot waarden die vergelijkbaar zijn met het IJsselmeer.

De fosforbelasting van het Volkerak is voor een deel afkomstig van inlaat van water uit het Hollands Diep en daarmee (grotendeels) uit de Rijn en voor een deel uit enkele Brabantse riviertjes. Het beheer van het Volkerak is gericht op minimalisering van de inlaat van water uit het Hollands Diep. Desondanks varieert het aandeel van de riviertjes in de fosforbelasting sterk en hangt met name af van de weersomstandigheden.

Voor het Volkerak is een streefbeeld van een schoon en helder watersysteem vastgesteld. Voor de korte termijn is één van de belangrijkste doelen het doorbreken van de jaarlijks

terugkerende overlast van *Microcystis*. Daarnaast geldt voor de lange termijn dat het meer stabiel en duurzaam moet functioneren. Voor het doorbreken van de overlast van *Microcystis* en het verkrijgen van stabiel helder water zijn fosforconcentraties van 0,05 à 0,06 mg P l⁻¹ vereist.

6.2 De kustwateren; Chemische en biologische kwaliteit

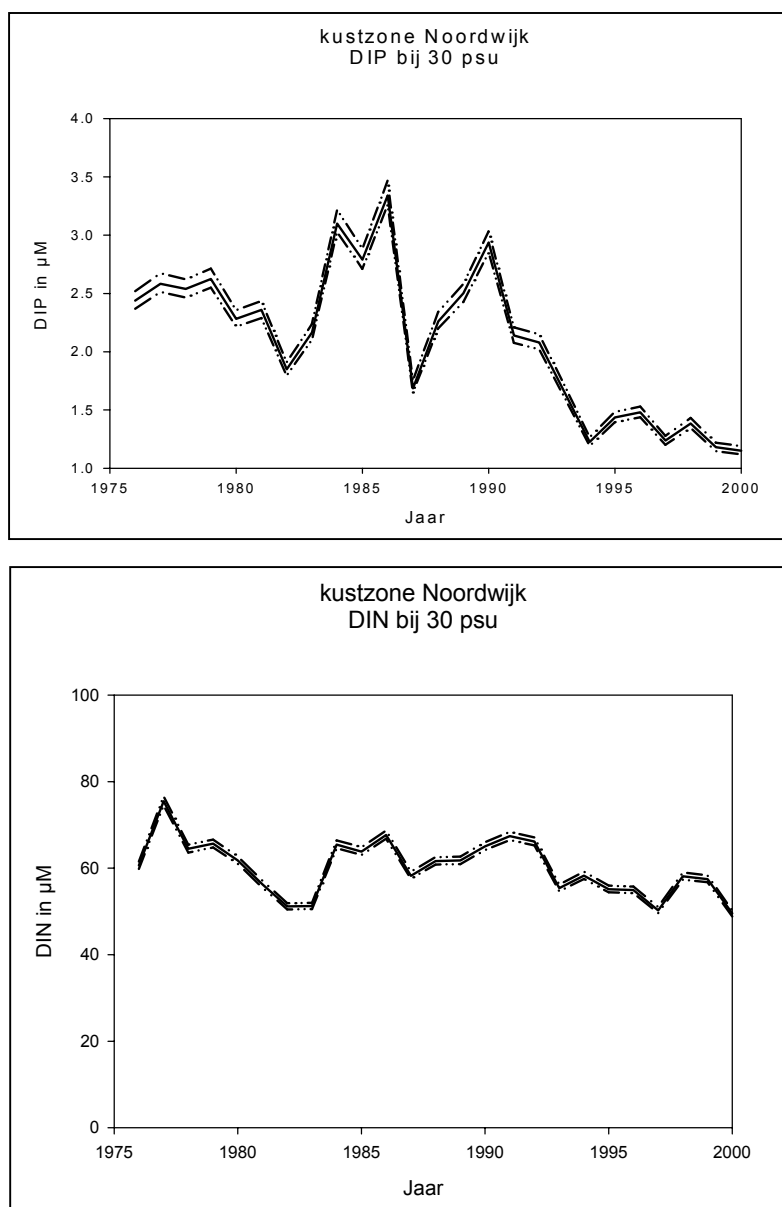
In de Nederlandse binnenwateren zijn de concentraties van de voedingsstoffen stikstof en fosfor sterk verhoogd ten opzichte van de natuurlijke achtergrond. Omdat dit water wordt afgevoerd naar zee, beïnvloedt dit uiteindelijk ook de zoute kustwateren.

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, 2000 a,b]. Op regionale schaal is de rivierinvloed echter veel belangrijker. 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 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 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.

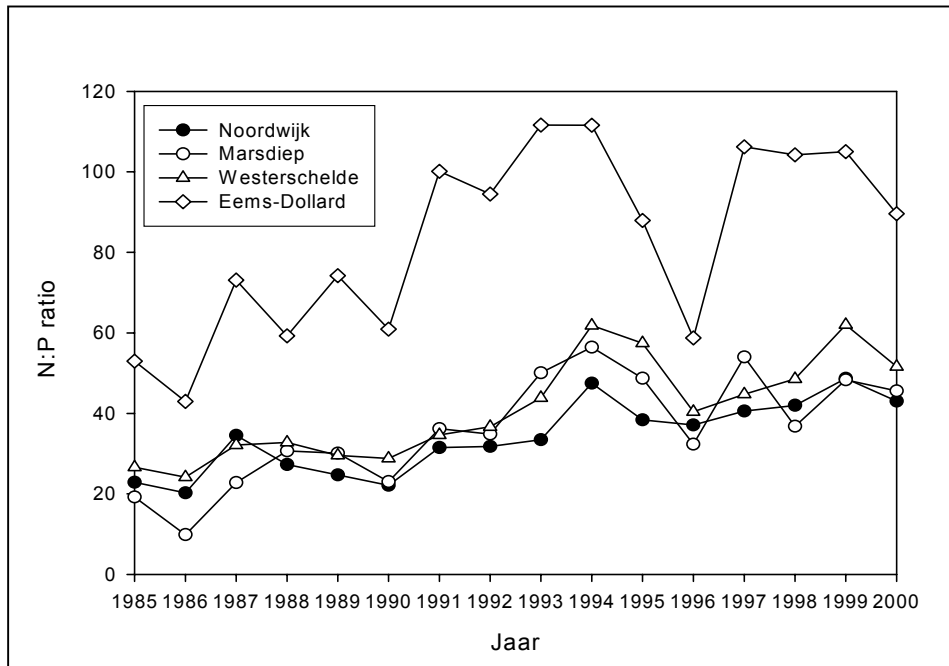
In de kuststrook van 10 km is ongeveer 10% van het water afkomstig uit het zoete water. Naarmate men verder van de kust af gaat, wordt de rivierinvloed geringer, zoals blijkt uit de toename van het zoutconcentratie en de afname van de nutriëntenconcentraties met toenemend zoutconcentratie. Globaal kan 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 nutriëntenconcentraties in de kuststrook ten opzichte van de achtergrondconcentraties in het Kanaalwater worden veroorzaakt door de aanvoer van nutriënten door de rivieren [De Vries et al., 1998b].

In tegenstelling tot de binnenwateren, wordt in de kustwateren niet getoetst aan de totale concentratie stikstof en fosfor, maar aan de concentraties opgelost stikstof en fosfor. Trends voor DIP (opgelost anorganisch P) en DIN (opgelost anorganisch N) zijn gegeven over de periode 1985-2000, voor de Hollandse kustzone bij Noordwijk (uitstroom Rijn/Maas) (figuur 6.1). De trends op andere locaties, zoals de Westelijke Waddenzee (uitstroom

Rijn/IJsselmeer), de Westerschelde en de Eems-Dollard zijn vergelijkbaar. Er zijn geen significante trends waarneembaar in de jaargemiddelde chlorofylconcentraties. Figuur 6.2. geeft de N/P verhouding voor een aantal locaties in het kustgebied. NB: een natuurlijke verhouding is 16, bij een ratio groter dan 25 is duidelijk sprake van een verhoging (cijfers op mol-basis).[Prins et al, 2002].



Figuur 6.1: De winterconcentraties van opgelost anorganisch fosfor (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 6.2: De N/P verhouding op een aantal locaties in de kustwateren.

Er is een duidelijke afname van de concentratie opgelost anorganisch P (DIP) te zien. In de kustzone van de Noordzee, de Waddenzee en de Westerschelde is dit een afname van 60% in 2000 t.o.v. 1985.. In de Eems-Dollard is de afname 40%. De Ems is de belangrijkste bron, oorzaak voor verschil met andere locaties is niet goed bekend.

De concentratie DIP lag in 2000 in de kustzone van de Noordzee op 1.7 maal de natuurlijke achtergrond van 0.77 μM DIP

De concentraties opgelost anorganisch N (DIN) zijn minder sterk afgenomen. In de kustzone van de Noordzee en de Westerschelde is de concentratie DIN in 2000 20% afgenomen ten opzichte van 1985. In de westelijke Waddenzee en de Eems-Dollard is geen daling opgetreden. Dit hangt mogelijk samen met de niet veranderde vracht uit het IJsselmeer en de Eems.

De concentratie DIN lag in de kustzone van de Noordzee in 2000 op 3.5 maal de natuurlijke achtergrond van 20 μM DIN.

De N/P ratio's zijn op alle locaties sterk gestegen van 1985 tot 2000. In de kustzone van de Noordzee lagen ze in 2000 op 2 maal de natuurlijke achtergrond (ca 40).

Samenvattend blijkt dat door de sanering van P-emissies de P-concentraties in de kustzone van de Noordzee aanzienlijk zijn gedaald. De algenbloeien zijn echter onveranderd.

Effecten op de voorjaarsbloei zijn mogelijk bij een verdergaande sanering van de P-emissies te verwachten (ordegrootte 70-80%). Effecten van P sanering op zomerbloeien zijn niet waarschijnlijk (in verband met teruglevering uit sediment in zomer).

N sanering is noodzakelijk om eutrofiëring in de kustwateren wateren te verminderen, omdat N de natuurlijke (potentieel) limiterende factor is voor algenbloei in zout water in de zomer. Bovendien heeft de achterblijvende N sanering geleid tot een sterke N overmaat, met bewezen effecten op soortensamenstelling fytoplankton en potentieel risico op toxische algenbloeien [Prins et al, 2002].

7 Synthese en conclusies

Dit hoofdstuk brengt de informatie uit de voorgaande hoofdstukken bij elkaar en gaat in op de mogelijke relaties tussen de mestgebruik, emissies en de chemische en ecologische waterkwaliteit. In de eerste paragraaf worden de verbanden gelegd, deze paragraaf draagt tevens de bouwstenen aan voor de conclusies in het volgende hoofdstuk.

7.1 Synthese

Niet alle meststoffen die worden toegepast in de landbouw worden door de geteelde gewassen opgenomen. Het deel dat niet wordt opgenomen (het verlies, ook wel overschot genoemd) draagt bij aan de vermist van bodem en water. Daarnaast leidt de overmaat aan stikstof in de bodem, met name op de drogere zand- en lössgronden, tot hoge nitraatconcentraties in het grondwater. Voor fosfor geldt dat het zich nu grotendeels in de bodem ophoopt en later naar het oppervlaktewater zal uitspoelen. Veel wateren in Nederland zijn nu al erg rijk aan fosfor waardoor vermindering van de biodiversiteit is opgetreden en er sprake is van een ecologisch slechte toestand. In sloten en meren uit zich dat bijvoorbeeld in kroosbedekking, troebel water, algenbloei, zuurstofloosheid en vissterfte. Er is derhalve nu, maar - in ieder geval voor fosfor - ook bij de voorgestelde normen voor 2003 nog geen sprake van een duurzame landbouw.

Emissies en waterkwaliteit

Het waterkwaliteitsbeleid van de afgelopen 15 jaar heeft nog niet geleid tot het verdwijnen van de vermist van het oppervlaktewater. Dit wil echter niet zeggen dat er geen resultaten zijn geboekt. Zo zijn de emissies van fosfor in Nederland met meer dan 70% afgenomen sinds 1985 door sanering van de industriële lozingen en verbeterde kwaliteit van het huishoudelijk afvalwater (fosfaatvrije wasmiddelen en defosfateren op de rioolwaterzuiveringsinstallaties). Deze vermindering van de emissies heeft zich vertaald in bijna een halvering van de fosfor concentraties in de regionale wateren. In de zoete rijkswateren en de kustwateren is sprake van een daling van de fosforconcentraties van meer dan 50% sinds 1985. Deze daling, die vooral opgetreden is in de periode 1985-1995, zet de laatste jaren helaas niet verder door.

Voor stikstof zijn de afnamen in concentraties veel geringer. Daar staat dan ook tegenover dat de emissies van stikstof naar het oppervlaktewater sinds 1985 veel minder gedaald zijn dan voor fosfor. De emissiereductie bedraagt voor stikstof slechts ruim 20%. De RAP/NAP-doelstelling van 50% emissiereductie in 1995 is dus voor stikstof bij lange na niet gehaald. Alle bronnen zouden een evenredige bijdrage moeten leveren aan het realiseren van de RAP/NAP-doelstellingen. De landbouwsector is hier voor zowel stikstof als fosfor niet in

geslaagd want sinds 1985 is de absolute emissie vanuit de landbouw voor deze stoffen weinig veranderd. Omdat de andere emissies uit andere bronnen wel sterk zijn verminderd is het relatieve aandeel van de landbouw in de totale emissies sterk toegenomen; zowel voor stikstof als nu ook voor fosfor is landbouw de grootste bron.

Relatie mestverliezen en waterkwaliteit

In de regionale wateren, waar de gevolgen van de vermesting het best zichtbaar zijn, is landbouw doorgaans de belangrijkste nutriëntenbron. Het blijkt echter niet mogelijk om op basis van op dit moment beschikbare meetgegevens landelijk eenduidige kwantitatieve relaties te leggen tussen de mestverliezen (niet door het gewas opgenomen meststoffen) en de kwaliteit van het oppervlaktewater. Grote regionale verschillen in hydrologie en bodemeigenschappen en onvoldoende inzicht in de complexe processen in bodem en water zijn hiervan de belangrijkste oorzaken. Daarnaast dragen ook andere percelen en bronnen bij aan de concentratie in het oppervlaktewater. Uit een beperkt aantal studies in heel verschillende gebieden lijkt desondanks het beeld naar voren te komen dat ongeveer 30% van het stikstofverlies uitspoelt naar oppervlaktewater.

Voor de uitspoeling van fosfor lijkt de fosfaattoestand van de bodem meer bepalend te zijn dan het fosforverlies. Fosfaat bindt zich sterk aan de bodemmatrix waardoor in de afgelopen decennia een grootschalige ophoping van fosfor in de bodem heeft plaatsgevonden. Een beperkt deel van het fosfaat spoelt uit en belast het oppervlaktewater. Verder draagt in het westen van het land fosfaatrijke kwel substantieel bij aan de hoge fosforconcentraties in het oppervlaktewater. Het feit dat in sommige regio's de achtergrondbelasting (kwel, mineralisatie veen) een substantiële bijdrage aan de totale belasting levert, mag echter geen aanleiding vormen de huidige landbouwpraktijken te handhaven. Dan zullen immers, als gevolg van de steeds verdergaande accumulatie van P in de bodem, de problemen voor de oppervlaktewaterkwaliteit in de toekomst alleen maar toe nemen.

Verschil zoete en zoute wateren

In de zoete wateren zijn vooral de hoge fosforconcentraties oorzaak van de vermestingverschijnselen. De huidige omvang van de belasting is zodanig dat de ecologische kwaliteit veelal matig of slecht is, tenzij bijzondere effectgerichte maatregelen, zoals actief biologisch beheer, genomen worden. Aangezien de belasting vanuit de opgebouwde voorraad in de bodem nog decennia zal doorgaan, is het duidelijk dat het ecologische herstel van de regionale wateren een zaak van lange adem is.

Voor de Noordzee is stikstof de probleemstof. Met de grote rivieren stroomt er jaarlijks 300 miljoen kg stikstof in de Noordzee. Een groot deel van deze vracht komt via de Rijn, Maas en Schelde ons land binnen. Om deze vracht terug te dringen zijn er internationaal afspraken gemaakt om de emissies terug te dringen. Dit is vastgelegd in de RAP/NAP-doelstelling van

50% reductie van stikstofemissies in 1995 ten opzichte van 1985. Dit betekent voor de Nederlandse situatie dat alle bronnen inclusief de landbouw samen 50% minder stikstof moeten gaan lozen. Voor stikstof is dit reductiepercentage, zoals al eerder geconstateerd in dit hoofdstuk, nog niet gehaald. Deze emissiereducties zijn overigens onvoldoende voor een herstel van de ecologische kwaliteit in de Noordzee; daarvoor is een reductie (ten opzichte van 1985) van 75 tot 80% nodig.

Waterkwaliteitsnormen

Alleen voor de stagnante wateren, zeg maar de meren en plassen, heeft de overheid beleidsmatig waterkwaliteitsnormen vastgesteld voor de zomergemiddelde concentraties van stikstof en fosfor: het MTR en de streefwaarde. Voor deze wateren is het bereiken van deze waarden een inspanningsverplichting. Voor de overige zoete wateren zijn deze normen richtinggevend verklaard. De huidige situatie is dat in de meeste meren en plassen het MTR overschreden wordt en dat in de overige wateren de concentraties ook boven de richtinggevende waarde liggen. De laatste jaren is onderzocht of vanwege de grote regionale verschillen en de grote verscheidenheid van watertypen er gebiedsgerichte of watertype specifieke normen ontwikkeld kunnen worden. Vooralsnog is de huidige MTR voor meren en plassen richtinggevend verklaard zijn voor de overige watertypen omdat benedenstrooms gelegen wateren wel gevoelig kunnen zijn voor eutrofiëring. Deze aanpak wordt door de uitkomst van een pilotstudie in het kader van de studie naar gebiedsgerichte normering ondersteund. Uit de studie naar de watertype gerichte normstelling blijkt voor bepaalde watertypen een norm voor de belasting eerder zinvol dan een concentratienorm. Verder blijkt dat voor de meeste watertypen een concentratie van rond de streefwaarde nodig is voor ecologisch herstel. De komende jaren zal bij de implementatie van de EU-kaderrichtlijn water het normenstelsel onder de loep worden genomen en zonodig moeten worden bijgesteld om aan de eisen van de kaderrichtlijn te voldoen.

Voor de zoute wateren is er alleen een indicatieve kwaliteitsdoelstelling. Deze doelstelling houdt in dat de gehalten van stikstof en fosfor niet meer dan 50% boven de achtergrondwaarde mogen liggen. In 2000 waren de concentraties in de kustzone van de Noordzee voor stikstof 3,5 maal de natuurlijke achtergrond waarde. De belangrijk geachte verhouding tussen stikstof en fosfor is de laatste jaren gestegen en bedraagt nu (2000) 2 maal de natuurlijke waarde. OSPAR werkt momenteel aan de definiëring van probleem gebieden en ontwikkelt kwaliteitsdoelstellingen om het huidige beleid te kunnen evalueren.

Concluderend:

Herstel van de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater (zoet en zout) is een zaak van de lange adem. Decennia van belasting vragen minstens een gelijke periode en waarschijnlijk langer voor herstel aantoonbaar is. Een verdergaande belasting met mineralen legt een sterke hypotheek op de toekomst. Daarnaast is het van belang dat alle actoren, binnenlandse en buitenlandse, waar mogelijk en haalbaar maatregelen treffen. Met name voor de grotere wateren (Rijn, Noordzee, Waddenzee) geldt dat de Nederlandse landbouw zeker niet de enige bron is.

De invoering van MINAS en het daar aan gekoppelde stelsel van verliesnormen eind jaren negentig heeft nog niet tot meetbare effecten voor de waterkwaliteit geleid. Dit was ook te verwachten omdat de uitspoeling van meststoffen met enige jaren vertraging reageert op deze veranderingen. Stikstof reageert doorgaans sneller op de veranderingen dan fosfor omdat fosfor sterker bindt aan de bodemmatrix. Een beeld van de mogelijke effecten van de invoering van MINAS kan op dit moment het best verkregen worden aan de hand van prognoses op basis van modelberekeningen.

Vanwege de indirecte reactie is het voor de korte termijn niet zinvol om alleen ecologische indicatoren als maat te nemen. Het directe effect van het landelijke mineralenbeleid op de kwaliteit van het oppervlaktewater kan het beste worden afgemeten aan de nationale emissie naar het oppervlaktewater en de nationale overschotten (verliezen) van fosfor en stikstof.

7.2 Conclusies

Emissies naar Oppervlaktewater: doelstellingen en trends

De totale belasting van het oppervlaktewater is voor fosfor afgenomen van 30,8 in 1985 tot 8,9 mln kg P in 2000, een reductie van 71%. Daarmee is deze RAP-NAP-doelstelling gerealiseerd. Deze reducties zijn vooral gerealiseerd door de industrie en de communale bronnen (fosfaatvrij maken van textielwasmiddelen en invoering van defosfatering op de RWZI's).

Voor stikstof is de RAP-NAP-doelstelling nog niet gehaald; deze belasting is in dezelfde periode afgenomen van 146 naar 114 miljoen kg N, een reductie van ca 22%.

Als naar de verschillende sectoren gekeken wordt, is vooral de belasting vanuit de industrie zowel voor N als voor P sterk (met 75% respectievelijk bijna 90%) afgenomen. Ook de emissies vanuit de communale bronnen zijn sterk gereduceerd door het fosfaatvrij maken van textielwasmiddelen en door de invoering van defosfatering op de RWZI's. De reductie van N-emissies van RWZI's is echter nog beperkt (21%).

De directe belasting vanuit de landbouw (o.a. meemesten sloten) is ook sterk gedaald; vooral de eerste helft van de jaren 90 is hier een behoorlijke verbetering opgetreden.

De belasting door uit- en afspoeling van N en P uit landbouwgronden is gedurende de beschouwde periode slechts weinig veranderd (Voor N een kleine toename van 6%, voor P is de belasting via deze route 5% afgenomen). Daardoor is de bijdrage aan de totale belasting door uit-en afspoeling relatief in belang gestegen. In 2000 is de bijdrage van uit-en afspoeling 67% voor N, en 48% voor P van de totale belasting uit alle bronnen, en daarmee tevens de belangrijkste bron.

De bijdrage aan de totale uitspoeling van N is het grootst voor grasland (bijna de helft), gevolgd door bouwland, maïs en natuur. Dit komt doordat het grootste areaal van de landbouwgrond grasland is. Per hectare is de uitspoeling het grootst onder maïs, al lijkt dit dus langzamerhand te verbeteren.

Voor P-uitspoeling komt de grootste bijdrage aan de totale belasting van bouwland, op de voet gevolgd door grasland, daarna komen maïs en natuur. Ook voor P levert het landgebruik maïs de hoogste uitspoeling per hectare op.

Vertaling van de RAP-NAP-doelstellingen naar alle betrokken sectoren, betekent dat deze afspraken voor de landbouwsector voor zowel stikstof als fosfor nog niet gehaald zijn. Deze vertaling is overigens niet formeel vastgesteld.

Het is desalniettemin duidelijk dat om aan de RAP/NAP doelstelling voor stikstof te voldoen de emissie als gevolg van uit- en afspoeling uit landbouwgronden verder moet worden teruggedrongen.

De af- en uitspoeling vanuit de landbouw draagt voor 50-65% bij aan de belasting van het regionale oppervlaktewater in Nederland, voor 5-10% aan die van de Rijkswateren en voor maximaal 5% aan die van het kustwater. De aanvoer van nutriënten vanuit het buitenland via de grote rivieren is groot. Echter, als de vrachten worden omgerekend naar belastingen per km² stroomgebied, is de belasting van de Rijn in Nederland veel hoger dan in Duitsland.

Oppervlaktewaterkwaliteit: doelstellingen en trends

In de periode van 1985-2000 is, als gevolg van reducties (in binnen- en buitenland) van de belasting van het oppervlaktewater, een duidelijke verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit, zowel in de zoete en zoute rijkswateren, als in de kleinere regionale wateren, opgetreden.

De verbetering stagneert echter terwijl de normen en richtinggevende waarden voor N en P, zoals vastgelegd in de vierde nota waterhuishouding, op veel plaatsen nog ruim overschreden worden, en in de meeste wateren de ecologische kwaliteit nog onvoldoende is; meer dan 70% van de meren zit midden jaren '90 nog op een zeer laag niveau..

Voor het verkrijgen van een goede stabiele ecologische kwaliteit zijn bovendien concentraties in de buurt van de streefwaarde nodig.

Effecten van emissiereductie binnen de landbouw zullen zich als eerste uiten in de kleinere, regionale wateren. Echter, vergeleken met bijvoorbeeld de Rijn is de kwaliteit in de kleine regionale wateren relatief weinig verbeterd.

Binnen Nederland zijn er grote regionale verschillen in nutriëntenconcentraties. In de kleine, voornamelijk landbouwbeïnvloede wateren worden de hoogste concentraties aangetroffen in gebieden op zeeklei of laagveen, waar zich een groot areaal (glas-) tuinbouw bevindt.

Verdrogingsbestrijding kan van invloed zijn op de uitspoeling van stikstof en fosfor. Landelijk gezien zal de fosfor-uitspoeling toenemen, de stikstof-uitspoeling zal gemiddeld genomen niet veel veranderen, al kan dit laatste regionaal sterk verschillen.

Effecten MINAS voor oppervlaktewater

Door naijling (bijvoorbeeld door nalevering van nutriënten uit de bodem) zijn effecten van maatregelen pas na een paar jaar duidelijk waarneembaar in het oppervlaktewater. Op basis van de meetgegevens (we beschikken over meetdata tot en met 2000) is daarom nog geen uitspraak te doen over de effecten van de invoering van MINAS.

Blik vooruit op basis van de terugblik

Uit oogpunt van milieu zijn met name drastische reducties in de fosforoverschotten noodzakelijk. Om eutrofiëring tegen te gaan en de ecologische kwaliteit in de regionale zoete wateren te herstellen moet het fosforoverschot gereduceerd worden tot 0-1 kg/ha. Het herstel zal echter nog lang vergen, gezien de in de afgelopen decennia in de bodem en waterbodem opgebouwde voorraad. Het nemen van beheers- en inrichtingsmaatregelen kan dit herstel versnellen.

Reductie van de emissies van stikstof is nodig om eutrofiëringverschijnselen in marine ecosystemen tegen te gaan. Aanscherping van de stikstofverliesnorm leidt tot een verminderde stikstofvracht naar het oppervlaktewater en draagt bij aan de invulling van internationaal vastgestelde doelstellingen (RAP/NAP, OSPAR). Dit vertaalt zich niet direct in een verbetering van de ecologische kwaliteit in de zoete wateren, omdat hiervoor eerst fosfor gereduceerd moet worden.

Literatuurreferenties

Arcadis, 2002. Literatuurstudie relatie mestverliezen oppervlaktewaterkwaliteit. Arcadis, i.o.v. RIZA, maart 2002. Arcadis kenmerk 110302/OF2/1A3/000792/dh.

Bak, A., H. Ruiter, 2002. Evaluatie mestbeleid met betrekking tot de biologische toestand van de zoete rijkswateren. Uitgevoerd door Bureau Waardenburg, i.o.v. RIZA. RIZA rapport 2002.021

Blois, C.J. de, 2002. "Nutriënten in de Beerze. Trendanalyse 1985-2000. Prognose 2003-2030." RIZA-werkdocument 2002.077X, in voorbereiding.

Boers, P.C.M., M. Oudendijk, L. van Ballegooien en A. Griffioen, 2002a. Doelen voor fosfor in de Rijn. RIZA-werkdocument 2002.071x

Boers, P.C.M., *et al.*, 2002b. Streefwaarden voor fosfor in de grote zoete wateren. RIZA nota in voorbereiding.

CIW, 2001. Water in Beeld 2001. Voortgangsrapportage over het waterbeheer in Nederland. Commissie Integraal Waterbeheer (CIW).

CIW, 2002a. Water in Beeld 2002. Voortgangsrapportage over het waterbeheer in Nederland. Commissie Integraal Waterbeheer (CIW), in voorbereiding.

CIW, 2002b. Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater, hoofdrapport. Commissie voor Integraal Waterbeheer.

CUWVO, 1980. Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl-*a*, fosfaat en stikstof. Resultaten van de eerste eutrofiëringssenquête. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet verontreiniging Oppervlaktewateren/RIZA, Lelystad.

CUWVO, 1987. Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen. Resultaten van de derde eutrofiëringssenquête. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet verontreiniging Oppervlaktewateren, werkgroep VI.

Eertwegh, G.A.P.H., F.H. van Schaik, 2001. Water en Nutriëntenhuishouding veenweide gebied: een integraal project. Technisch-inhoudelijke tussenrapportage 2001. Hoogheemraadschap Rijnland.

Griffioen, J., P.G.B. de Louw, H.L. Boogaard, en R.F.A. Hendriks, 2002. De achtergrond belasting van het oppervlaktewater met N, P en Cl, en enkele ecohydrologische parameters

in westelijk laag-Nederland. TNO-NITG, januari 2002, TNO rapport NITG-02-xxx (in voorbereiding).

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.

Kronvang, J.P. Jensen, C.C. Hofman & P. Boers, 2001. Nitrogen transport and fate in European streams, lakes and wetlands. In: Follett, R.F. & J.L. Hatfield (eds): nitrogen in the environment: Sources, Problems and Management, pp 183 - 205.

Laane et al, 2000 RWPM Laane, EML Yland, WJM van Zeijl (2000) Evaluatie nutriënten-monitoring in de winter in de Nederlandse Kustzone. Rapport RIKZ-2000.004

Lammens , E., 1999. Het voedselweb van IJsselmeer en Markermeer. RIZA rapport 99.008.

Lammens, EHRR, C. Dijkers & R. van der Hut, 2001. Voedselweb van het zomerbed van de Rijntakken. RIZA werkdocument 2001.130X.

Van Liere, L., J.H. Janse, M. Jeuken, P. van Puijenbroek, O. Schoumans, R. Hendriks, J. Roelsma & D. Jonkers, 2001. Effect of nutrient loading on surface waters in polder Bergambacht, The Netherlands. IAHS Publ. 273: (zie paragraaf 3.7)

Liere, E. van & D.A. Jonkers, 2002. Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM rapport 703715005.

M.-L. Meijer, R. Portielje, R. Noordhuis, W. Joosse, M. Van den Berg, B. Ibelings, E. Lammens, H. Coops & D. van der Molen, 1999. Stabiliteit van de Veluwerandmeren. RIZA rapport 99.054.

Oenema, O., G. Stam, L. van Liere, T. Prins, C. de Blois, J. Eulen, F. Kragt, R. Wortelboer, F. de Leus, J. Roelsma, H.P. Oosterom, 2002. Effecten van varianten van verliesnormen op de kwaliteit van het oppervlaktewater in Nederland. Alterra rapport.

Oostinga, K.D., 2001. Balansen van de Zuidelijke Randmeren 1990-1999. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad. BEZEM deelrapport 3; RDIJ rapport 2001-3.

OSPAR, 2001a. The Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area: OSPAR EUC 01/2/1

OSPAR, 2001b. Current status of Elaborated Ecological Quality Objectives for the Greater North Sea with regard to Nutrients and Eutrophication Effects (EcoQOs-eutro).OSPAR EUC/01/5/3-Rev.1

Portielje, R. en D.T. van der Molen, 1997. Trendanalyse eutrofiëringstoestand van de Nederlandse meren en plassen. Rapport 97.170, RIZA Lelystad.

Portielje, R., J.W.J. van der Gaast, J.W.H. van der Kolk, O.F. Schoumans en P.C.M. Boers, 2002. Nutriëntenconcentraties en –trends in kleine landbouwbeïnvloede wateren, 1985-2000. RIZA en Alterra, februari 2002. RIZA-rapport 2002.008. Alterra rapport 472.

Prins, T.C., R.M.N. Duin, P.V.M. Bot, J.C.H. Peeters, 2002. Eutrofiering zoute wateren: effecten, trends en prognose. Analyse ten behoeve van de Evaluatie Meststoffenwet. RIKZ/2002.023 (2002).

Rijk, S. de, en J. van den Roovaart, (2002). Diagnose en prognose emissie cijfers niet-landbouwbronnen voor de evaluatie mestbeleid. In: Plette, A.C.C., G.G.C. Verstappen en P.G.M. Boers (eds.) (2002). Mest en Oppervlaktewater: een terugblik, 1985-2000. RIZA, april 2002. RIZA rapport 2002.019.

Rijkswaterstaat, 1998. Beheersplan nat IJsselmeergebied 1997. Nota Rijkswaterstaat, directie IJsselmeergebied.

Rijkswaterstaat, dir. Oost-Nederland, 2001. Concept Emissiebeheersing en uitvoering bodemregelgeving .

Rijsdijk, R.E. en B.F. Michielsen, 1998. Balansen van de Veluwerandmeren. Beschrijving van de periode 1990-1997. BOVAR rapport 98.09.

RIVM, 2002. Minas en Milieu, Balans en verkenning. Milieu en Natuurplanbureau RIVM. RIVM rapport nummer 718201005

Schröder, J.J., en W.J. Corré (eds.), 2000. Actualisering stikstof- en fosfaat desk-studies. Plant Research International, Wageningen, rapport nr. 22.

Stam, G.J., S. de Rijk en J. Eulen, 2002. Diagnose en Prognose van het Nederlandse oppervlaktewater met nutriënten. RIZA, intern werkdocument.

V&W, 1989. Derde Nota Waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, SDU, Den Haag.

V&W, 1999. Vierde Nota Waterhuishouding, regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, SDU, Den Haag.

Bijlagen

Bijlage 1

Diagnose en prognose emissie cijfers niet-landbouw bronnen voor de evaluatie mestbeleid.

Sacha de Rijk en Joost van de Roovaart, RIZA

6 november 2001

Inleiding

Vanuit het project Evaluatie van het mestbeleid worden cijfers gevraagd over nutriënten emissies van alle bronnen m.u.v. de uit- en afspoeling van landbouwgronden. De bron uit- en afspoeling wordt met het model STONE berekend. Deze notitie geeft emissie cijfers voor diagnose en prognose jaren en een korte uitleg van de berekeningsmethode per bron. De diagnose jaren zijn 1985, 1990, 1995, en 2000, de bronnen staan genoemd in de bijgevoegde tabellen. Als informatiebron is de Emissie Registratie gebruikt. Op dit moment bevat de database van de Emissie Registratie alleen nog ramingen over 2000, de definitieve cijfers komen pas in 2002. Voor de volledigheid zijn daarom de definitieve cijfers van 1999 gegeven.

Prognoses zijn gemaakt voor 2010, 2020 en 2030. Omdat deze cijfers input vormen voor het Stofstromen model zijn de gegevens per PAWN district en knoop geleverd aan Jan Eulen (via email 1 November 2001). De tabellen in deze notitie geven de landelijke totalen per bron. Het basis jaar voor de prognoses is 1996 en er is uitgegaan van vaststaand beleid en van het ECscenario. De gebruikte methode en uitgangspunten zijn dezelfde als die van de prognoses voor MV5, geleverd eind 1999. Uitzondering is de bron overstorten. In de huidige berekeningen is rekening gehouden met de prognoses voor het atmosferische deel van de overstortvrachten.

Stikstof (ton/jaar)								
Routes	1985	1990	1995	1999	2000 (raming)	2010	2020	2030
Landbouw								
direct	10380	8890	6280	6070	6070	916	145	0
uit- en afspoeling	-	-	-	-	-	-	-	-
Industrie (direct)	19528	12807	4272	4816	4950	3803	3803	3803
Communaal								
effluenten RWZI's	38400	39534	36209	30992	30143	21843	22809	23462
Overstorten (incl. depositie)	2301	1091	1091	1091	1091	995	909	898
ongezuiverd gerioleerd (incl. depositie)	6170	6170	1542	0	0	0	0	0
niet aangesloten huishoudens	2311	1225	888	660	601	229	229	229
regenwaterriolen	1202	1202	1202	1202	1202	980	928	885
Directe atmosferische depositie	23000 +	5264	5264	5264	5264	4207	4008	3877
Aanvoer via grensoverschrijdende rivieren								
Rijn	391750	317210	380630	300700	254700 *	195875	195875	195875
Maas	28800	26000	48400	38560	40400 *	31069	31069	31069
Schelde	34530	22410	41000	33600	39100 *	30070	30070	30070

+ methode van berekening anders dan overige jaren

* geen ramingen maar definitieve cijfers

Fosfor (ton/jaar)									
Routes	1985	1990	1995	1999	2000 (raming)		2010	2020	2030
Landbouw									
direct	820	609	420	470	470		34	7	0
uit- en afspoeling	-	-	-	-	-		-	-	-
Industrie (direct)	13423	10983	3499	3359	1458		663	663	663
Communaal									
effluenten RWZI's	10800	6239	3514	3008	2924		2637	2731	2803
Overstorten	122	122	122	122	122		118	110	110
ongezuiverd gerioleerd	1203	995	249	0	0		0	0	0
niet aangesloten huishoudens	569	131	95	71	64		42	42	42
Aanvoer via grensoverschrijdende rivieren									
Rijn	36230	17010	18290	18700	14200 *		14200	14200	14200
Maas	3200	2300	2340	3640	2440 *		2730	2730	2730
Schelde	3960	2040	2700	2200	2600 *		1650	1650	1650

* geen ramingen maar definitieve cijfers

Herkomst cijfers per bron

Landbouw direct

Deze post geeft de lozingen op het oppervlaktewater zoals gebeurt tijdens het meemesten van sloten en lozingen van drain- en drainagewater op oppervlaktewater door de glastuinbouw.

Diagnose jaren.

Voor het kwantificeren van de bron meemesten van sloten wordt een landelijk cijfers berekend op basis van mestgiften (kunst en dierlijke mest), gemiddelde slootoppervlak grenzend aan landbouwgrond, en aanwendingstechniek. De cijfers voor de glastuinbouw zijn schattingen gebaseerd op: gemiddelde concentraties in drainagewater en overtollig voedingswater, jaargemiddeld debiet, mate van circulatie, oppervlakte glastuinbouw.

Prognose jaren.

De bron meemesten van sloten zou naar nul moeten gaan bij uitvoering van het huidig beleid (AMvB Lozingenbesluit). De reductie percentages voor glastuinbouw zijn vastgesteld a.h.v. het AMvB Lozingenbesluit Wvo glastuinbouw en AMvB Lozingenbesluit openteelt en veehouderij, Convenant Glastuinbouw en Milieu, en overleg met Govert Verstappen (RIZA/EMD).

Industrie (direct)

Dit zijn puntlozingen vanuit bedrijven direct op het oppervlakte water dus niet via het communale riool en rwzi.

Diagnose jaren.

De REVIEW database (beheer: M. Borst, RIZA/EMN) bevat de resultaten van een jaarlijkse enquête onder regionale waterbeheerders. De grootste industriën (c. 75 bedrijven) melden de jaarlijkse vrachten van een aantal stoffen welke gecontroleerd worden door de overheid. De bijdrage van de overige bedrijven wordt geschat op basis van productie cijfers.

Prognose jaren.

De database Review laat zien dat landelijk voor stikstof 15 en voor fosfaat 4 bedrijven zijn die verantwoordelijk zijn voor het overgrote deel, respectievelijk 71 en 84 % van de directe lozingen. Van al deze bedrijven zijn uit het BMP (bedrijfsmilieuplan) en/of IMT (integrale milieutaakstelling) geplande reductie percentages voor 2010 opgezocht. Met behulp van deze gegevens is per bedrijfstak (chemische industrie, papierfabrieken, en basismetaal) een gemiddeld reductie percentage berekend voor 2010. Dit percentage is toegepast op alle bedrijven van bijbehorende bedrijfstak. Los hiervan is rekening gehouden met de sluiting van enkele kunstmestbedrijven. Voor 2020 en 2030 zijn de waardes gelijk gehouden omdat er geen vastgestelde maatregelen zijn voor deze jaren.

Effluenten rwzi's

Nederland telt ruim 400 rwzi's, de lozingen van het gezuiverde afvalwater is het effluent. Het afvalwater komt voornamelijk van huishoudens en bedrijven.

Diagnose jaren.

Door het CBS worden jaarlijks influenten, effluenten, en zuiveringsrendementen van de rwzi's geregistreerd. De stikstof en fosfaat dagvrachten worden berekend op basis van debietproportionele 24 uren bemonsteringen (dagvracht = concentratie * debiet). Aan CBS wordt de jaar gemiddelde dagvracht gerapporteerd en CBS berekend hieruit de jaarvracht (gem. dagvracht * 365). Het RIZA heeft de CBS cijfers in een database (beheer: M. Borst).

Prognose jaren.

Zuiveringsrendementen voor N en P dienen voor de zichtjaren 75% te zijn (AMvB Lozingenbesluit Wvo Stedelijk afvalwater). Het gemiddelde rendement voor stikstof ligt in 1998 op 62% voor fosfaat op 77%. Met de stijging van het zuiveringsrendement voor stikstof zal het voor fosfaat ook nog iets stijgen, daarom is voor de prognoses 80% aangehouden als rendement voor fosfaat. Indien een RWZI in het basisjaar al een rendement hoger dan 75% had is dit hogere rendement aangehouden

voor de prognose berekeningen. Prognoses zijn per rwzi berekend en daarna opgeteld voor het landelijk totaal te bepalen.

De bevolkingsgroei is per PAWN gebied bekend voor de zichtjaren volgens het ECscenario. Het aantal inwoners dat in 1996 is aangesloten op een rwzi wordt vermenigvuldigd met de factor voor de bevolkingsgroei van het PAWN gebied waarin de rwzi zich bevind. Met het berekende aantal inwoners is het influent berekend afkomstig van huishoudens (emissiefactor is voor N 3.36 inw/jaar en voor P 0.51 inw/jaar). Hierbij is het aandeel van bedrijven geteld (gelijk aan 1996) en het uiteindelijke effluent met gebruik van de aangenomen zuiveringsrendementen. De groei van het influent t.g.v. de bedrijven is op nul gezet en dus constant gehouden aan dat van 1996. Dit is gedaan wegens gebrek aan (gelokaliseerde) cijfers van de emissies door bedrijven op het riool.

Door eventuele sanering van overstorten en het aansluiten van de glastuinbouw op het riool zal het influent iets toenemen, hier is voor gecorrigeerd.

Overstorten

Bij gemengde rioolstelsels treden bij grote regenval overstorten in werking waardoor ongezuiverd afvalwater direct het oppervlakte water bereikt.

Diagnose jaren.

PROMISE heeft voor overstorten cijfers berekend per PAWN district. Voor regenwater gerelateerde processen wordt aangenomen dat 22 % van de totale vracht via overstorten in het oppervlakte water terecht komt, voor niet regenwater gerelateerde processen is dat 1%. Op dit moment is PROMISE niet meer actief en daarom worden de oude cijfers ook voor de recentere jaren gebruikt.

Prognose jaren

Er wordt landelijk rekening gehouden met het sluiten van 3% van de overstorten in 2010 en 10% in 2020 en 2030 t.o.v. 1996.

In het geval van N is ruim 33% van de emissie uit een overstort afkomstig van de atmosfeer. RIVM heeft voor de MV5 atmosferische depositie berekend. Deze data is beschikbaar per PAWN district (niet per knoop) bij EMN (Sacha de Rijk). Ten tijde van de MV5 berekeningen heeft het RIVM nog voor de laatste keer PROMISE gedraaid om de verdeling van de atmosferische depositie over de verschillende posten (overstorten en regenwaterriolen) met de huidige regionalisatie te berekenen.

De daling van 2030 t.o.v. 2020 is geheel veroorzaakt door de afname van het aandeel van de atmosferische depositie.

Ongezuiverd gerioleerd

Lozingen die onder de bron ‘ongezuiverd gerioleerd’ vallen zijn afkomstig van het afvalwater in het riool dat niet op een rwzi aangesloten is. Dit afvalwater komt dus ongezuiverd op het

oppervlaktewater terecht. Vanaf 1999 wordt aangenomen al het Nederlandse rioolwater gezuiverd wordt. Voor het cijfer over 1985 is geen depositie bekend.

Niet aangesloten huishoudens

Huishoudens die niet aangesloten zijn op een riool lozen hun afvalwater zonder tussenkomst van het communale rioolstelsel op het oppervlaktewater. Een zuivering (bv d.m.v. een IBA) kan wel plaatsvinden.

Diagnose jaren

Het totaal aantal in Nederland niet aangesloten huishoudens is bij stichting RIONED bekend. Een landelijk getal wordt berekend door het aantal niet aangesloten huishoudens te vermenigvuldigen met een emissiefactor rekening houdend met eventuele zuivering van een IBA.

Prognose jaren

Volgens de CUWVO handleiding IBA's zijn er 160000 niet aangesloten percelen in 1996. Dit aantal zal - bij bestaand beleid - naar 60000 percelen (met gem. 2,3 personen CBS) gaan in 2005. We nemen aan dat er ook nog 60000 niet aangesloten percelen zullen zijn in 2010. Volgens de maatregel AMvB Lozingenbesluit Wvo huishoudelijk afvalwater moeten die in 2010 allemaal gezuiverd worden (streefjaar is 2005). We nemen hierbij een gemiddeld zuiveringrendement voor N totaal aan van 50%, voor fosfaat 40%. Omdat er voor 2020 en 2030 niet meer vastgesteld beleid is uitgezet, nemen we aan dat het cijfer gelijk blijft.

Regenwaterriolen

Bij gescheiden rioolstelsels wordt het opgevangen regenwater rechtstreeks op het milieu geloosd. De lozingen van regenwaterriolen worden voor 100% bepaald door de atmosferische depositie. Voor stikstof is er daarom rekening gehouden met een significante bijdrage vanuit deze post en wordt deze post voor fosfor niet opgevoerd.

Diagnose jaren

De lozing vanuit regenwaterriolen zijn door PROMISE per PAWN district berekend. Input hiervoor zijn RIVM (LLO) modelresultaten van atmosferische depositie. In PROMISE wordt rekening gehouden met de verdeling huishoudens, rioolstelsels, neerslag, en oppervlaktewater per district. Op dit moment is PROMISE niet meer actief en daarom worden de oude cijfers ook voor 1999 gebruikt.

Prognose jaren

RIVM heeft voor de MV5 atmosferische depositie berekend. Deze data is beschikbaar per PAWN district (niet per knoop) bij EMN (Sacha de Rijk). De RIVM prognoses worden alleen gegeven voor

de districten terwijl het oppervlakte water ook via knopen wordt belast. Als oplossing worden de totalen uit de RIVM prognoses files verdeeld over de knopen en districten zoals dat in het ERC96file is gegeven. Ten tijde van de MV5 berekeningen heeft het RIVM nog voor de laatste keer PROMISE gedraaid om de verdeling van de atmosferische depositie over de verschillende posten (overstorten en regenwaterriolen) te berekenen.

Directe atmosferische depositie

Deze bron geeft aan hoeveel van de in de lucht aanwezige stoffen in het open water terecht komen door natte en droge depositie.

Diagnose jaren

Door het RIVM/LLO zijn depositiebestanden per 5*5 km berekend m.b.v. een atmosferische verspreidingsmodel (OPS/TREND). PROMISE heeft met deze bestanden de bijdrages per emissieroute berekend waaronder de directe depositie (PROMISE draait al sinds 1999 niet meer). Bij gebrek aan nieuwe berekeningen wordt deze post al enkele jaren ‘doorgekopieerd’.

In 1985 had het RIVM deze modellen nog niet operationeel en werd de atmosferische depositie op een andere manier berekend, dit getal is vele malen groter is dan in later jaren. De oorzaak van dit verschil kan dus door een methode verschil verklaard worden. Op dit moment is onderzoek gaande om deze tijdreeks te verbeteren.

Prognose jaren

Het probleem met de RIVM file is dat het totaal van de directe depositie van het RIVM basis-file niet klopt met de ERC96 getallen. Het verschil is: $5619120 \text{ (ERC96)} - 4006072 \text{ (RIVM)} = 1613049$ kilo. Het basis file voor de aangedragen prognose van het RIVM is dus te laag. Oplossing: de RIVM aangeleverde prognoses voor directe atmosferische depositie zijn berekend door de waardes van 1996 met een factor per district en knoop te vermenigvuldigen. Deze factor heb ik toegepast op de correcte ERC96 waardes.

Aanvoer grensoverschrijdende rivieren

Diagnose jaren

Vracht berekeningen gebaseerd op metingen van waterkwaliteit en debieten aan de grens. Ook de cijfers van 2000 zijn ontleend aan metingen en zijn dus geen ramingen maar definitieve getallen.

Prognose jaren

Rijn

In het kader van het Rijn Actie Programma is als doel gesteld om in 1995 een emissiereductie van 50% t.o.v. 1985 te behalen. De laatste emissie inventarisatie van de ICBR heeft aangetoond dat dit doel voor fosfor gehaald is maar nog niet voor stikstof. Voor fosfor is een reductie van 65% behaald en voor stikstof slechts 26%. Verder emissie doelen zijn nog niet gekwantificeerd. Voor de huidige berekeningen is aangenomen dat de 50% voor stikstof wel behaald zal worden in 2010 en bij gebrek aan verdere maatregelen is de vracht van fosfor gelijk gehouden aan die van 2000.

Maas

Er liggen een aantal maatregelen (EU Nitraat Richtlijn en EU Richtlijn Stedelijk afvalwater) die van toepassing zijn op de Belgische, Franse en Duitse delen van het stroomgebied. Deze maatregelen zijn ook in plannen en acties meegenomen. Helaas is er geen informatie beschikbaar over de gevolgen op de emissie vrachten in de vorm van reductie percentages. Op dit moment zijn er een aantal - nog onvolledige - emissiegegevens van het gehele Maasstroomgebied bekend. Hieruit wordt wel duidelijk dat in het geval van nutriënten de voornaamste bronnen de landbouw en de consumenten zijn.

Voor fosfor blijkt de emissievracht in 1999 (ongepubliceerde gegevens van de ICBM) van het Waalse, Vlaamse en Franse stroomgebied voor ruim 50% afkomstig te zijn van communale bronnen. In tegenstelling tot het Vlaamse en Franse deel valt niet het gehele Vlaamse stroomgebied onder de EU Stedelijk Afvalwater. Toch liggen er ook in Wallonië al veel goedgekeurde plannen voor de uitbreiding van het Vlaamse rioolnetwerk en de bouw van nieuwe rwzi's. Op vele plaatsen is ook al met de bouw begonnen. Een daling is daarom te verwachten. Voor deze berekeningen hebben we aangenomen dat 50% van de totale vracht van 1999 met de helft zal afnemen in 2010. De weinige gegevens maken het onmogelijk een nauwkeurigere uitspraak te doen. De twee andere zichtjaren 2020 en 2030 zijn daarom dan ook constant gehouden.

Stikstof in het Maasstroomgebied is voor 70% afkomstig van uit- en afspoeling van landbouwgronden (ongepubliceerde gegevens van de ICBM). De landbouw in het Belgische en Franse deel moet zich ook houden aan de EU Nitraat Richtlijn, in het Maas Actieprogramma worden ook enkele maatregelen genoemd maar deze zijn niet specifiek genoeg om er ook reductiepercentages aan te verbinden. Het staat wel vast dat er een daling te verwachten is vanwege de verplichtingen in de Europese richtlijnen. Ook in het Rijnstroomgebied is reductie te verwachten van uit- en afspoeling van landbouwgronden. We hebben daarom aangenomen dat de vrachten van de Maas in 2010 dezelfde reductie zullen ondergaan als de Rijn t.o.v. 2000.

Schelde

Er is aangenomen dat de emissievrachten van de Schelde dezelfde trend zullen volgen als de Maas.

Bijlage 2

Trendanalyse chemische kwaliteit zoete rijkswateren, op basis van Stikstof, Fosfaat en Chlorofyl a.

Karst Kooistra en Michiel Oudendijk, RIZA

6 november 2001

Inleiding

In deze bijlage wordt een landelijk beeld van de ontwikkeling van de chemische kwaliteit van de zoete rijkswateren voor wat betreft nutriënten (totaal stikstof en totaal fosfaat) en chlorofyl-a in de periode 1985-2000 gegeven.

Voor het hier beschreven onderdeel van de evaluatie meststoffenwet is gebruik gemaakt van de jaarlijkse rapportage Water In Beeld (CIW). Omdat in Water In Beeld 2001 de gegevens van het jaar 2000 nog ontbreken, zijn tevens de gegevens voor Water In Beeld editie 2002 (in voorbereiding) gebruikt.

Eerst wordt een overzicht gegeven van de algemene trends binnen drie deelgebieden van Nederland; Het natte hart, de (grote) rivieren en de zuidelijke delta.

Hierna volgt een overzicht van de trends binnen enkele specifieke systemen; Ketelmeer West (natte Hart), Het Veluwe meer (natte hart), Vrouwezand (natte hart), Eijsden (rivieren), Lobith (rivieren), Maassluis (rivieren) en Haringvlietsluis (individueel landelijk punt, valt niet onder deelsysteem). Deze specifieke systemen zijn opgenomen om een duidelijker beeld te schetsen van de soms sterke afwijking van sommige systemen ten opzichte van het landelijk gemiddelde. Hierna volgt een conclusie waarin samenvattend de belangrijkste conclusies uit beide hoofdstukken zijn opgenomen.

Methodiek

Gebruikte gegevens

Gemakshalve worden in dit verslag de termen totaal stikstof en totaal fosfaat (gedefinieerd in de Vierde Nota Waterhuishouding, NW4) vervangen door de termen stikstof en fosfaat, in de grafieken door N en P. Voor stikstof en fosfaat zijn de gegeven concentraties zoals ze voorkomen in dit verslag in mg/l, voor Chlorofyl a (Chl a) in microgrammen per liter. De gegevens zoals weergegeven in de grafieken zijn geïndexeerde waarden. Voor het indexeren is de gemeten waarde gedeeld door het Maximaal Toelaatbare Risico (MTR) van die parameter. Waarde "1" in de grafiek houdt dan in dat de gemeten waarde gelijk is aan de waarde van het MTR.

In navolging van het besluit zoals vermeld in de Vierde Nota Waterhuishouding (V&W, 1999) is voor de stagnante zoete wateren gebruik gemaakt van het gemeten zomergemiddelde, voor de niet-

stagnante wateren het jaargemiddelde. Voor de stagnante zoete wateren is het MTR een harde doelstelling, voor de niet-stagnante en zoute wateren is het MTR een richtinggevende waarde (V&W, 1999).

MTR en streefwaarde

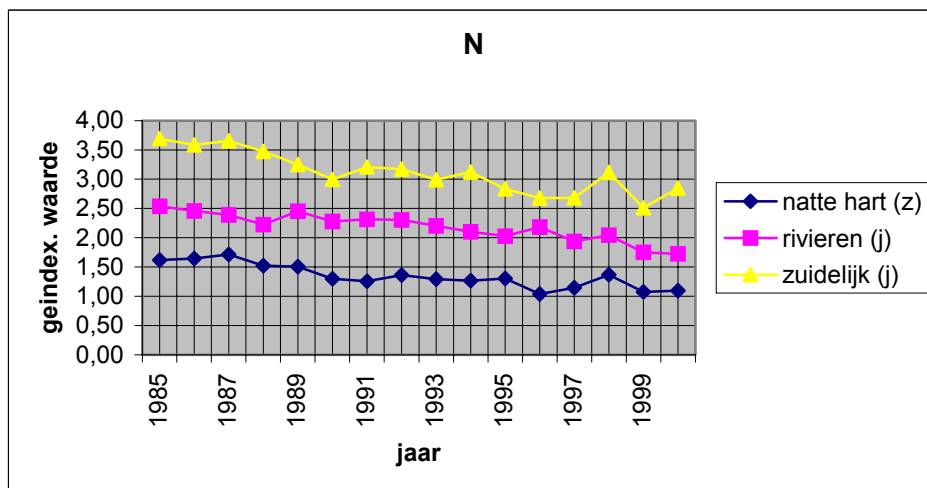
In de Vierde Nota Waterhuishouding worden de volgende waarden gegeven voor Maximaal Toelaatbare Risico waarden voor de eutrofiëringgevoelige stagnante zoete wateren en streefwaarden:

	MTR	Streefwaarde	
Totaal-fosfaat	0,15 mg/l	0.05 mg/l	(zomerwaarde)
Totaal-stikstof	2,2 mg/l	1 mg/l	(zomerwaarde)
Chlorofyl (a)	100 µg/l	-	(zomerwaarde)

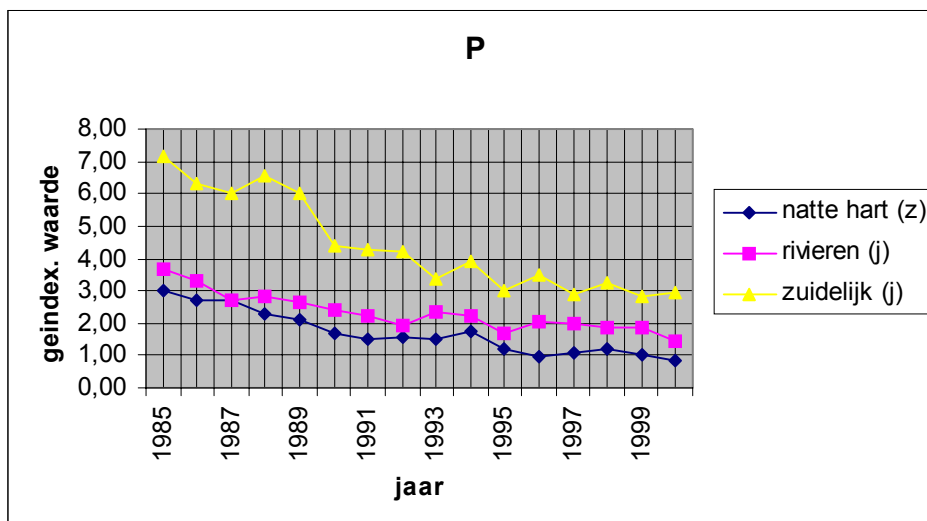
De voor dit verslag gebruikte meetgegevens zijn verkregen met behulp van het MWTL meetprogramma. Als basis documenten zijn gebruikt Water In Beeld 2001 (CIW, 2001), de Vierde Nota Waterhuishouding (V&W, 1999), het CIW rapport Normen voor het waterbeheer (CIW, 2000), en het rapport Evaluatie meststoffenbeleid m.b.t. de biologische toestand van de zoete rijkswateren (Bak, 2002).

Deelsystemen

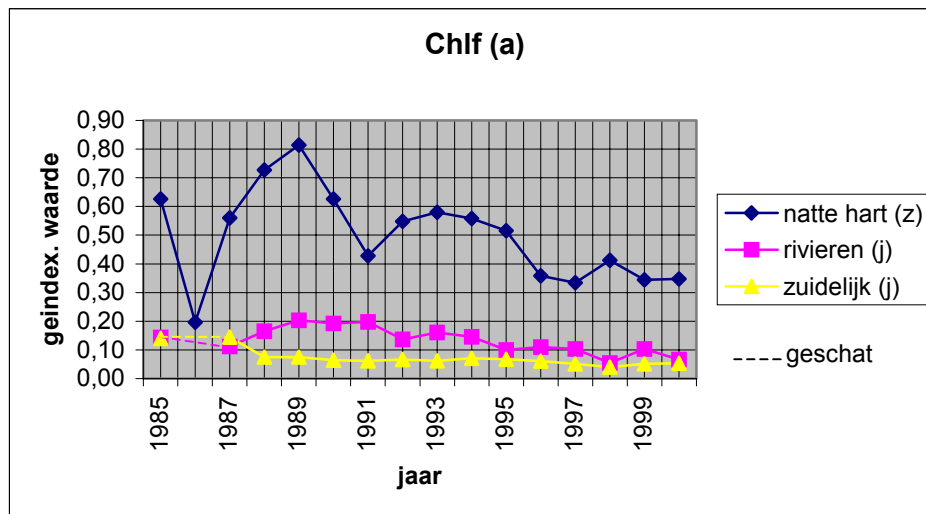
Nederland is voor deze trendweergave opgesplitst in drie deelsystemen, t.w. Het natte hart, de (grote) rivieren en de zuidelijke delta. Het natte hart valt onder de stagnante zoete wateren, daarom zijn voor dit deelsysteem de gemiddelde zomer waarden (z) weergegeven. Voor de niet- stagnante wateren, de (grote) rivieren en de zuidelijke delta (deels zoute wateren) zijn de gemiddelde jaar waarden (j) weergegeven.



Figuur 1: Meerjarig verloop stikstof concentraties



Figuur 2: Meerjarig verloop fosfaat concentraties



Figuur 3: Meerjarig verloop Chlorofyl concentraties

Stikstof en fosfaat zitten voor alle drie de deelsystemen duidelijk nog boven het MTR. In de zuidelijke delta zijn de concentraties nog het hoogst, opvallend is wel de snel dalende lijn in het eerste deel van de beschouwde periode voor de hoeveelheid fosfaat. Dit wordt waarschijnlijk voor het grootste gedeelte veroorzaakt door de toename van het gebruik van fosfaatloze wasmiddelen en de invoering van defosfatering op zuiveringsinstallaties.

Halverwege de jaren 90 vlakt de dalende trend sterk af; in de rivieren en het natte hart treedt dan nog slechts een lichte verbetering op, in de zuidelijke delta stagneert de kwaliteitsverbetering voor P.

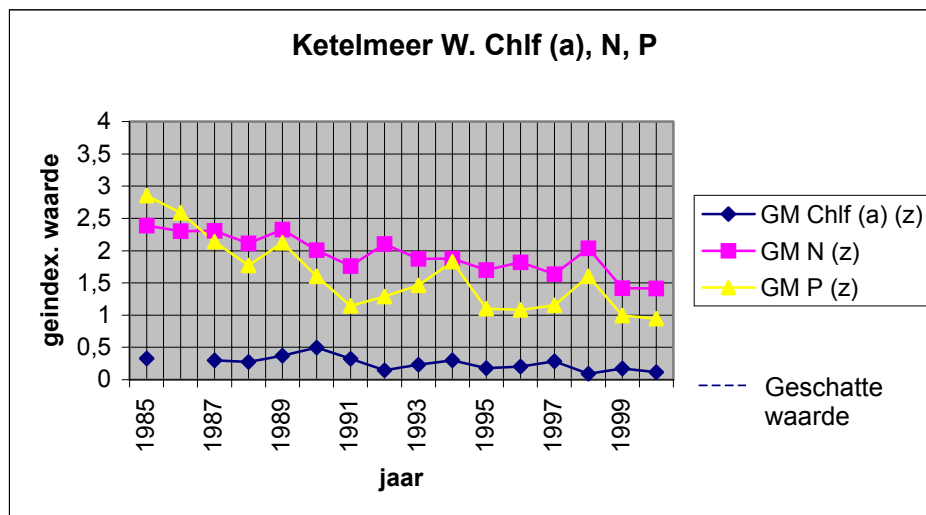
Het natte hart heeft voor stikstof en fosfaat de laagste concentraties, de fosfaat concentratie ligt zelfs al rond het MTR. De Chlorofyl concentraties liggen voor alle drie de systemen onder het MTR. Opvallend is dat de chlorofyl concentratie het hoogst is in het Natte Hart, een plaats waar juist de laagste stikstof en fosfaat concentraties zijn gemeten. Dit komt doordat het natte hart voornamelijk stagnant water is, en dus veel gevoeliger voor N en P dan de overige (niet-stagnante) deelsystemen. Duidelijk is dat er voor alle drie de factoren in alle drie de deelsystemen sprake is van een dalende trend.

Individuele watersystemen

De hieronder weergegeven grafieken geven de trends voor Chlf (a)-, stikstof - en fosfaat concentraties weer in enkele watersystemen. De locaties zijn gekozen op basis van hun ligging en relatieve verschillen met het landelijk gemiddelde. Doel van het opnemen van de betreffende meetgegevens is dan ook het illustreren van het feit dat het landelijk gemiddelde in bepaalde gevallen af kan wijken van een watersysteem specifieke trend.

Ketelmeer W.

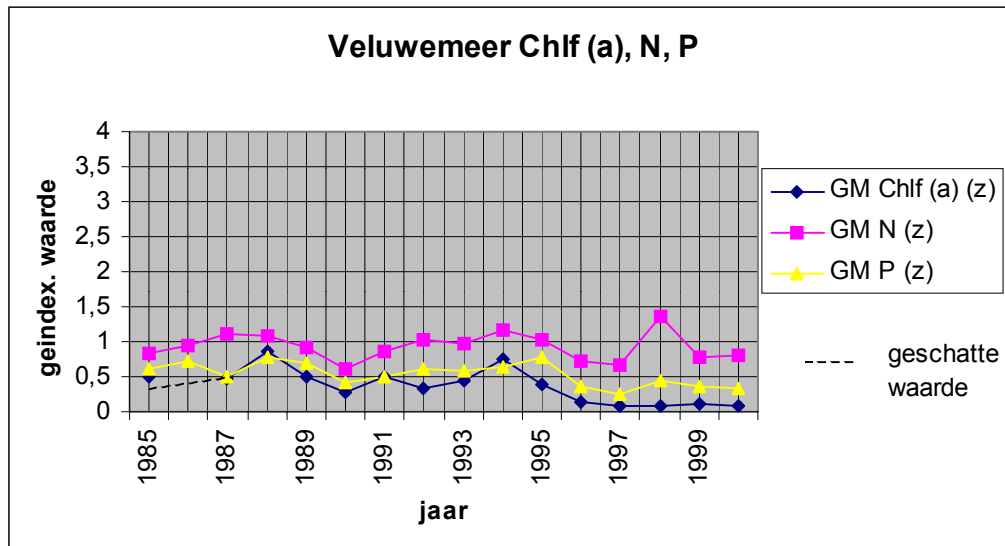
Het Ketelmeer ontvangt al zijn water via de Rijn en de IJssel. Hierdoor wordt de waterkwaliteit hoofdzakelijk bepaald door de kwaliteit van het Rijnwater. Zij valt onder de stagnante wateren en weergegeven is de meerjarige trend, op basis van de geïndexeerde zomergemiddelde waarden.



Voor zowel stikstof als fosfaat is een daling waar te nemen over de periode van 1985-2000, echter alleen fosfaat bereikt waarden onder het MTR. De daling in fosfaat is toe te schrijven aan de opkomst van fosfaatvrije wasmiddelen en de hierop volgende daling van fosfaatconcentraties in de Rijn. De korte verblijftijd als gevolg van het grote debiet van de IJssel en de open verbinding met het IJsselmeer in combinatie met de grotere waterdiepte resulteren in lage algenconcentraties (Noordhuis, 1997).

Veluwemeer (Natte Hart)

Het Veluwemeer wordt gevoed vanuit het Ketelmeer (IJssel, Rijn) en valt onder de stagnante wateren. De waterkwaliteit wordt dus grotendeels bepaald door de kwaliteit van het Rijnwater. Weergegeven is een meerjarige trend op basis van geïndexeerde zomergemiddelde waarden.

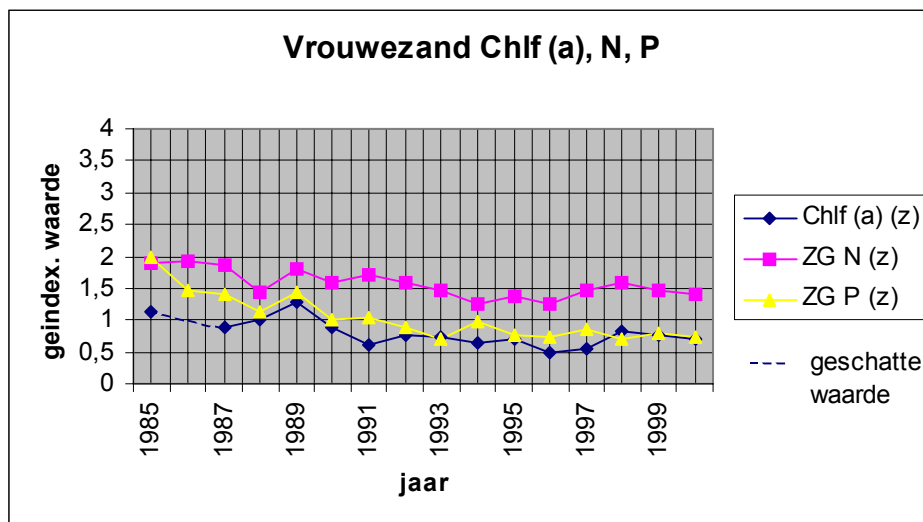


Uit de grafiek is af te lezen dat de stikstofconcentratie min of meer stabiel blijft, met een uitschieter naar boven in 1998.

Voor fosfaat en Chlorofyl (a) is wel een lichte daling te zien, en beide zitten onder het MTR. Deze goede resultaten zijn mede het gevolg van aanvullende maatregelen die gericht waren op de waterbodem, het waterpeil, de oevers en de visstand.

Vrouwezand (Natte Hart)

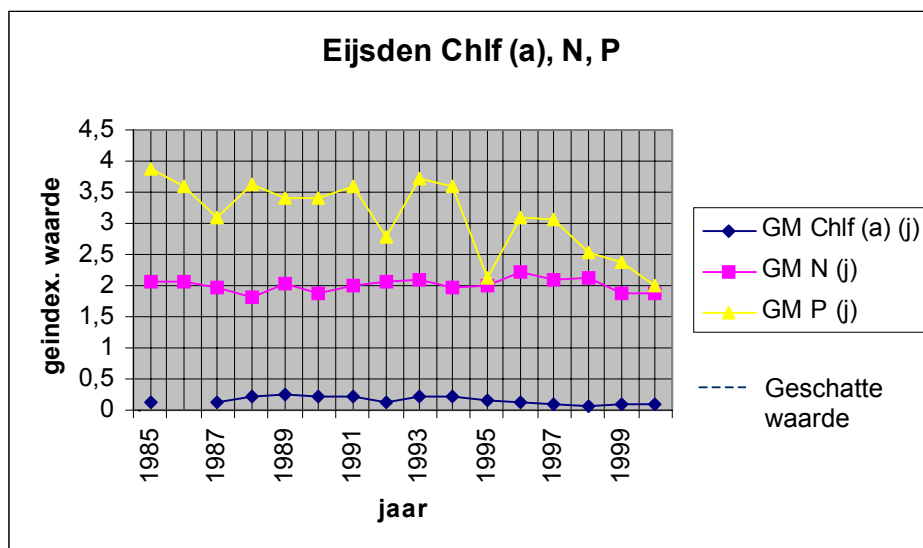
Vrouwezand is een meetpunt midden op het IJsselmeer. Het IJsselmeer wordt voor 70% gevoed door de IJssel (die op haar beurt wordt gevoed door de Rijn) en voor de rest door een uitwisseling met het Markermeer en het Zwarte Water. Het valt onder de stagnante wateren. Weergegeven is een meerjarige trend, op basis van zomergemiddelden.



Zowel Chlorofyl (a) als stikstof en fosfaat concentraties vertonen slechts een lichte daling gedurende de gehele periode. Ook hier is de invloed van de dalende concentratie fosfaat uit het Rijnwater te zien. Vanaf 1990 komen fosfaat en chlorofyl onder het MTR. Stikstof ligt in 2000 nog 1,5 keer boven MTR waarde.

Eijsden (rivieren)

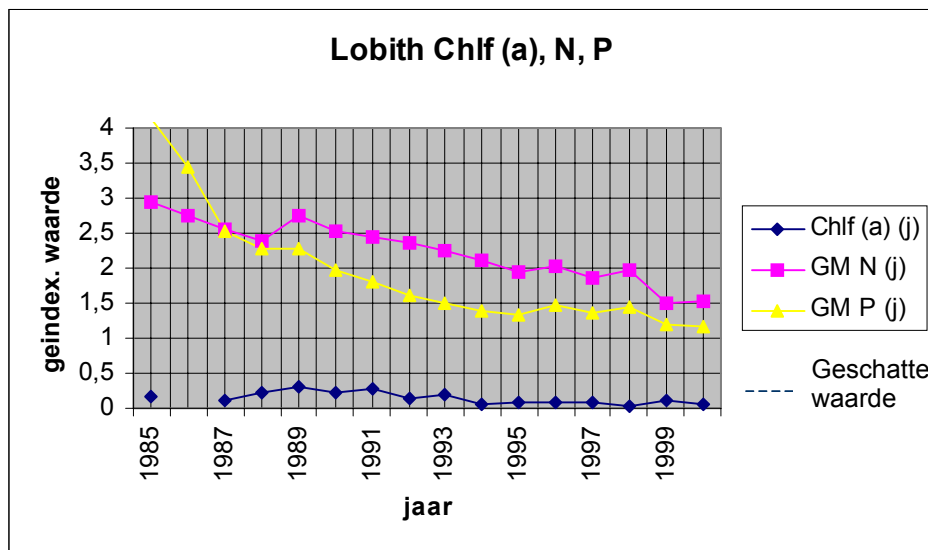
Eijsden ligt aan de Maas op de grens met België. Voor rivieren als de Maas is de MTR een richtinggevende waarde. Weergegeven is een meerjarige trend op basis van geïndexeerde jaargemiddelden.



Zowel fosfaat als stikstof komen in veel te hoge concentraties voor. Dit is voor een belangrijk deel te wijten aan het nog steeds ontbreken van juiste emissiebeperkende maatregelen in België. Als gevolg van de opkomst van fosfaatvrije wasmiddelen daalde sinds 1985 de concentratie fosfaat iets, daarna is er echter geen duidelijk vooruitgang meer geboekt met betrekking tot fosfaat.

Lobith (rivieren)

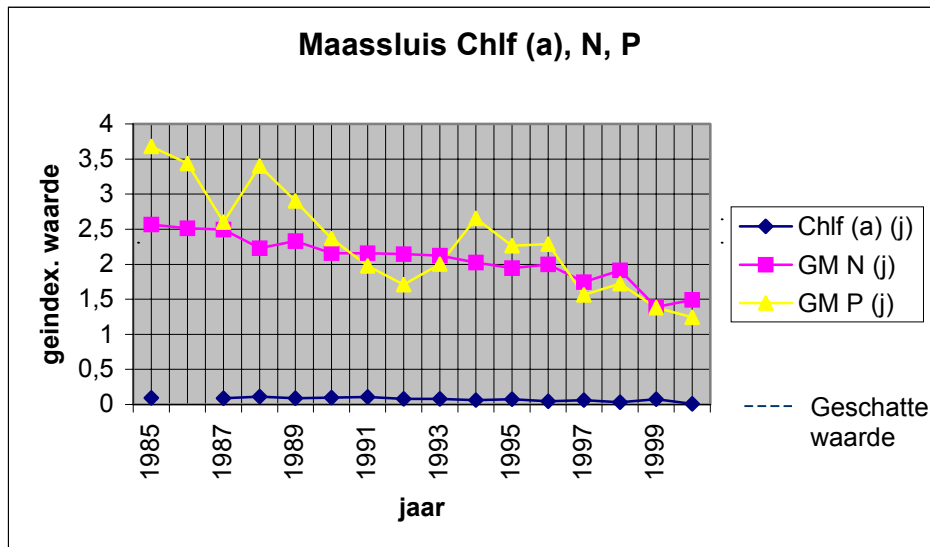
Bij Lobith ligt een ponton in de Rijn op de grens met Duitsland, dit punt valt ook onder de niet-stagnante wateren. Weergegeven is een meerjarige trend op basis van jaargemiddelden.



De waterkwaliteit van de Rijn (met betrekking tot stikstof, fosfaat en chlorofyl) is sinds 1985 sterk verbeterd, met name door de uitvoer van het Rijn Actie Plan vanaf 1987. De dalende trend lijkt echter vanaf midden jaren 90 af te vlakken. Of bij reductie aan de totale stikstofdaling ook de uitspoelingsbeperkende maatregelen in de landbouw een rol hebben gespeeld is onduidelijk. Zowel de stikstof als de fosfaat concentraties liggen nog boven het MTR. In de jaren negentig is een daling in de chlorofyl concentraties te zien, maar het is onwaarschijnlijk dat dit alleen is veroorzaakt door de lagere nutriëntengehalten. Ook de begrazing door mosselen, veranderingen in watertemperatuur en waterstanden kunnen hieraan hebben bijgedragen (Bak, 2002).

Maassluis (rivieren)

Bij Maassluis verlaat, via de Nieuwe Waterweg, de Rijn Nederland. Hij valt onder de niet- stagnante wateren. Weergegeven is een meerjarige trend op basis van de jaargemiddelde waarden.

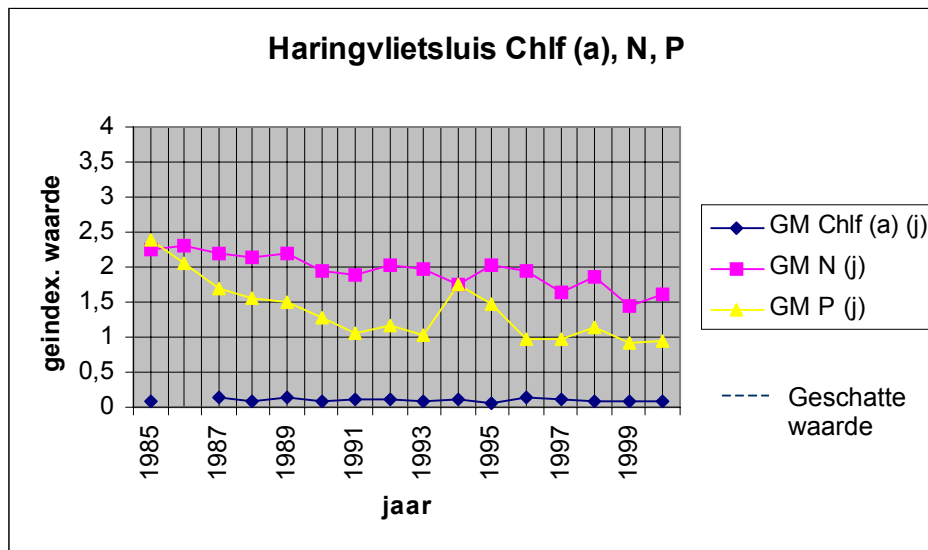


Duidelijk is er een daling zichtbaar gedurende de gehele periode; ook hier zijn de effecten van de genomen maatregelen t.o.v. de fosfaatuitspoeling (de vervanging van fosfaten in wasmiddelen en invoering van defosfatering op zuiveringsinstallaties) duidelijk in de grafiek terug te vinden.

Voor zowel P als N zijn de concentraties nog boven het MTR. De variatie in P wordt naar verwachting veroorzaakt door weersinvloeden. Ten opzichte van Lobith –waar de Rijn Nederland binnen komt – is de concentratie stikstof iets gedaald.

Haringvlietsluis (individueel landelijk punt)

Haringvlietsluis is het punt waar het water van de Maas en de Merwede het land verlaat. Het meetpunt valt onder de niet-stagnante wateren. Weergegeven is de meerjarige trend, op basis van het geïndexeerde jaargemiddelde.



Voor zowel N als P is een redelijk dalende trend waar te nemen. Alleen fosfaat komt in 2000 onder het MTR. Op het Nederlandse traject van de Maas (Eijsden-Haringvlietsluis zie ook par. 2.4) daalt de fosfaatconcentratie door interne zuivering (o.a. Biesbosch) en verdunning met relatief schoon water (o.a. Merwede) (Hoogeveen, 1994; Kerkhofs en Prins, 1995).

Samenvattend

De Nederlandse wateren zijn duidelijk te rijk aan voedingsstoffen. Voor zowel fosfaat als stikstof wordt nog steeds vrijwel overal de MTR of de richtinggevende waarde overschreden.

Zoete rijkswateren

Voor de eutrofiëringssituatie in de Nederlandse wateren, en zeker de rijkswateren, is de aanvoer van nutriënten via de grote rivieren een belangrijke bron. Deze vracht is in de laatste twintig jaar behoorlijk afgenomen. De laatste jaren is deze vermindering echter bijna tot staan gekomen. De nutriëntengehalten op de grenslocaties van Rijn, Maas en Schelde dalen amper meer. Ook in het Natte Hart en de Zuidelijke delta is deze stagnatie te herkennen.

Individuele watersystemen

Duidelijk blijkt dat individuele watersystemen onderling sterk kunnen verschillen. Deze grote verschillen tussen b.v. Het Ketelmeer W. en het Veluwemeer (beide natte hart) vallen weg in de algemene trend van het natte hart. Daarom is het belangrijk ook de individuele watersystemen mee te nemen in conclusies en aanbevelingen. De vierde Nota Waterhuishouding (V&W, 1999) benadrukt ook dat er grote verschillen zijn tussen de verschillende individuele watersystemen. Binnen CIW 5 en de Stuurgroep Nutriënten in Oppervlaktewater worden studies verricht naar gebiedsgerichte normstelling.

Algenbloei

De hoge gehalten aan nutriënten kunnen leiden tot algenbloei. Dit manifesteert zich uiteraard vooral in de meer stagnante wateren. Het is dan ook verklaarbaar dat de hogere chlorofylgehalten worden gevonden in het Natte Hart.

Voor de grote rivieren lijkt zich een licht dalende trend voor te doen. Overigens wordt nergens meer de MTR van 100 µg/l overschreden.

Effecten van Meststoffenwet/MINAS

De concentratie in de grote rijkswateren wordt door een groot aantal factoren bepaald. Emissie reductie (vooral fosfaat) door andere sectoren dan de landbouw in de periode 1985-1990 heeft een duidelijk effect op de chemische kwaliteit van deze wateren gehad. Effecten van maatregelen in de landbouw zullen zich als eerste manifesteren in de kleinere, regionale wateren. Ook daar zal, onder andere als gevolg van nalevering van nutriënten uit de bodem, pas na enkele jaren een effect te zien zijn.

Door deze naijling, is het nog niet mogelijk om aan de hand van de in deze bijlage gepresenteerde gegevens iets te zeggen over de effecten van het in 1998 ingevoerde beleid en het instrument MINAS.

Literatuurlijst bijlage 2

- Bak, A., 2002. Evaluatie mestbeleid met betrekking tot de biologische toestand van de zoete rijkswateren. Uitgevoerd door Bureau Waardenburg, i.o.v. RIZA. RIZA rapport 2002.021
- CIW, 2000. Normen voor het waterbeheer.
- CIW, 2001. Water In Beeld 2001, Voortgangsrapportage over het waterbeheer in Nederland. Commissie Integraal Waterbeheer (CIW).
- V&W, 1999. Vierde Nota Waterhuishouding, regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, SDU, Den Haag.
- Noordhuis, R. (red.), 1997. Biologische monitoring zoete rijkswateren: watersysteemrapportage Randmeren RIZA rapport nr 95.003.
- Hoogeveen, P.M.T.C. 1994. Resultaten van waterkwaliteitsonderzoek in de Maas in Nederland 1973-1992. RIZA nota nr 95.001.
- Kerkhofs, M.J.J., en K.H. Prins, 1995. Biologische monitoring zoete rijkswateren: watersysteemrapportage Maas 1996. RIZA rapport nr 2000.056.