

RIVM rapport 718201006/2002

Effecten van varianten van verliesnormen op de kwaliteit van het oppervlaktewateren in Nederland

Rapportage Cluster 4 Evaluatie van de Meststoffenwet, deel 2

O. Oenema, E. van Liere, G.J. Stam, C.J. de Blois en T.C. Prins
(redactie)



Rijksinstituut voor Integraal Waterbeheer en Zuivering van Afvalwater
Rijksinstituut voor Kust en Zee

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat-generaal Milieubeheer in het kader van project 718201, Vermesting. Het onderzoek van RIZA, RIKZ en Alterra kwam ten laste van 'eigen' ministeries.

'Water is geen gewone handelswaar, maar een erfgoed dat beschermd moet worden'.
(Europese Kaderrichtlijn Water)

Abstract

Effects of variants of target surpluses on the quality of surface water in the Netherlands

Agriculture in the Netherlands is productive and intensively managed. Governmental incentives in the 20th century greatly contributed to the Dutch agricultural production up to about 1980. Side-effects of agricultural production intensification, i.e. over-production of cereals and animal products, and eutrophication of the environment, became most evident around that time, and provided the incentive for drastic changes in governmental policies. Subsidies on agricultural production were restricted and quotas on animal production were established. From 1998 onwards, farmers had to implement the Mineral Accounting System MINAS to record the input and output of nitrogen (N) and phosphorus (P) at farm level, so as to combat nitrate leaching to groundwater, ammonia volatilisation to the atmosphere and eutrophication of surface waters. Surpluses of N and P, i.e. the difference between inputs via purchased fertilisers, animal feed and animal manure, and outputs via crop and animal products as well as export of animal manure, are saddled up with large financial levies when target surpluses of N and P are exceeded. Target surpluses for N and P at farm level are derived from target (threshold) values for N and P in surface waters and for nitrate-N in the upper groundwater. Between 1998 and 2003, target surpluses decreased gradually to a level reflecting a compromise between ecological and economic (i.e. agricultural production) targets. Target surpluses for 2003 and thereafter still have to be decided by the Dutch government in 2002.

This study explores the effects of a number of variants for target N and P surpluses on the ecological state (eutrophication) of surface waters for the purpose of informing policy-makers. Target surpluses of N from 300 to 40 kg per ha per year, depending on soil type and land use, and of P from 40 to 1 kg P₂O₅ per ha per year (equivalent to 17.5 to 0.4 kg of P per ha per year), were examined. A sequence of models has been used to explore the effects of variants of target N and P surpluses on the discharge of N and P from agricultural activities to surface waters, and on N and P concentrations in rivers, freshwater lakes, streams, ditches and the marine coastal zone.

The results indicate that lowering target N and P surpluses will decrease the discharge of N and P from agricultural activities into surface waters and also the N and P concentrations in rivers, freshwater lakes, streams, ditches and the marine coastal zone.

However, the mean decrease in N and P concentrations in surface waters is relatively low (less than proportional), given the relatively high mean decreases in target N and P surpluses in agriculture. This relatively small improvement has been attributed to such factors as: (i) surpluses of N decreasing less on average in areas where surface-water loading is large, (ii) P discharge to surface waters being primarily determined by the soil P status and groundwater level, and only indirectly by P surplus, and (iii) seepage of N- and P-rich seepage water from marine sub-soils, contributing greatly to surface-water loading. Lowering target N and P surpluses combined with additional measures (like dredging P-rich sediments, flushing ditches with water low in nutrients, and decreasing discharges from other sources) is argued to be necessary to improve the ecological state of surface waters.

Voorwoord

Dit rapport is een onderdeel van de ‘fact finding’ studies ten behoeve van de politieke evaluatie van de Meststoffenwet in 2002. Het rapport is de tweede in een serie van twee naar de milieukundige verkenning van de effecten van varianten van verliesnormen behorende bij het mineralenaangiftesysteem MINAS.

In deel 1 ‘Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen’ (Schoumans *et al.*, 2002) worden de resultaten van de milieukundige verkenning van de effecten van varianten van verliesnormen op de belasting van grondwater, oppervlaktewater en atmosfeer met stikstof en fosfaat beschreven. Ook wordt in deel 1 het modelinstrumentarium dat voor de verkenning is gebruikt in detail beschreven.

Het onderhavige rapport (deel 2) beschrijft de resultaten van een verkenning van de effecten van varianten van verliesnormen op de (chemische en ecologische) kwaliteit van het oppervlaktewater. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen de zoete rijkswateren (grotere rivieren en IJsselmeer), de regionale wateren (meren, beken, sloten en vennen) en de zoute kustwateren (Noordzee en Waddenzee).

Een samenvatting van beide deelrapportages is te vinden in hoofdstuk 8 van *MINAS en Milieu; Balans en Verkenning* (RIVM, 2002), dat op 11 maart 2002 door de directeur van Milieu- en Natuurplanbureau – RIVM aan Minister Brinkhorst van het Ministerie van LNV is aangeboden.

Een groot aantal medewerkers van Alterra (Wageningen), Rijksinstituut voor Kust- en Zee RIKZ (Middelburg), Milieu- en Natuurplanbureau RIVM (Bilthoven) en Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling RIZA, (Lelystad) hebben bijdragen geleverd aan deze verkenning. De werkzaamheden zijn uitgevoerd onder forse tijdsdruk, in de periode september 2001 - maart 2002.

Inhoud

Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Doelstelling	14
1.2 Leeswijzer	14
2 Landbouw en milieu in perspectief	17
2.1 Landbouw en water in dichtbevolkt Nederland	17
2.2 Ontwikkeling van de landbouw in de 20 ^e eeuw	17
2.3 Intensivering van de landbouw en nutriëntenoverschotten	18
2.4 Nutriëntenbalansen; van onderzoek naar de praktijk	19
2.5 Verschillende nutriëntenbalansen	19
2.6 Bijdrage van de landbouw aan belasting oppervlaktewater	20
3 Milieudoelstellingen en varianten van verliesnormen	25
3.1 Milieudoelstellingen	25
3.2 MINAS en verliesnormen	28
3.3 Varianten van verliesnormen	29
4 Werkwijze	31
4.1 Beschrijving en aanpak op hoofdlijnen	31
4.2 Beschrijving en aanpak in detail	31
5 Belasting van de bodem met stikstof en fosfaat	35
5.1 Resultaten op hoofdlijnen	35
5.2 Resultaten in detail	36
6 Belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat	41
6.1 Resultaten op hoofdlijnen	41
6.2 Resultaten in detail	42
7 Kwaliteit zoete rijkswateren	49
7.1 Methode	49
7.2 Resultaten	51
8 Kwaliteit zoete regionale wateren	55
8.1 Belasting zoete regionale wateren	56
8.1.1 WaterPlanner	56
8.1.2 STONE	57
8.1.3 Belasting van het oppervlaktewater	58
8.2 Van nutriëntenbelasting tot ecologische effecten in sloten	61
8.2.1 Kroosbedekking in sloten, een modelmatige benadering	61
8.2.2 Effecten van het mestbeleid (varianten A en H)	63

8.2.3	Plausibiliteit van de combinatie STONE en WaterPlanner voor sloten	69
8.2.4	Aanvullende maatregelen	70
8.2.5	Conclusies	71
8.3	Waterkwaliteit in beken	72
8.3.1	Belasting	72
8.3.2	WaterPlanner (PCStream)	73
8.3.3	Waterkwaliteit in beken	74
8.3.4	Plausibiliteit	77
8.3.5	Conclusies	79
8.4	Effecten op vennen	79
8.4.1	Inleiding	79
8.4.2	Schatting van de depositie	79
8.4.3	Conclusie	80
9	Nutriënten in de Beerze	81
9.1	Inleiding	82
9.2	Gegevens en methoden	83
9.3	Resultaten prognose	86
9.4	Plausibiliteit van de resultaten	90
9.5	Conclusie	92
10	Kwaliteit zoute kustwateren	93
10.1	Resultaten op hoofdlijnen	93
10.2	Werkwijze in detail	93
10.3	Effecten van varianten	95
11	Discussie en conclusies	99
	Literatuur	104
	Bijlage Verzendlijst	107

Samenvatting

Verwevenheid van water, landbouw, bebouwing en natuur is een wezenlijk kenmerk van Nederland. Die verwevenheid stelt eisen en randvoorwaarden aan de mate van wederzijdse beïnvloeding. In onderhavige studie gaat het om de interactie tussen landbouw en oppervlaktewater met betrekking tot stikstof (N) en fosfaat (P).

Ca. 60% van het oppervlak heeft een landbouwkundig gebruik. De landbouw is intensief en hoogproductief. In de voorbije 100 jaar is de landbouwproductie gestaag gestegen, gestimuleerd door overheidsmaatregelen. In het begin van de twintigste eeuw speelde ontginning van woeste gronden nog een rol, daarna vooral door beter management, door specialisatie, door drainage, betere genetisch uitgangsmateriaal, door meer kunstmest en door krachtvoer van elders aan te kopen. Een deel van de landbouwproductie werd losgekoppeld van de landbouwgrond in Nederland. De intensieve veehouderij richtte zich in toenemende mate op het omzetten van plantaardig eiwit van elders in dierlijk eiwit voor export naar het buitenland. Deze intensivering ging gepaard met een sterke toename van overschotten aan stikstof (N) en fosfaat (P) en daardoor ook met forse N- en P-verliezen uit de landbouw naar het omringende milieu.

Circa 15% van het oppervlak van Nederland is oppervlaktewater, de Noordzee en Waddenzee niet meegerekend. De oppervlaktewateren zijn divers; er zijn grote rivieren en meren en er zijn vele plassen, vennen, meertjes, beken en 300.000 km sloten. Veel van deze oppervlaktewateren zijn eutroof, d.w.z. verrijkt met N en P, waardoor de ecologische kwaliteit gering is. De bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater wordt voor N geschat op *ca.* 75% en voor P op *ca.* 40%. De relatieve bijdrage van de landbouw is de afgelopen 20 jaar fors toegenomen, mede door vermindering van de belasting door andere bronnen.

In 1998 werd in de landbouw op bedrijfsniveau het Mineralen Aangifte Systeem MINAS met bijbehorende verliesnormen geïmplementeerd, om de verliezen van N en P te verminderen. Verliesnormen voor N en P geven aan hoeveel N en P heffingvrij meer mag worden aangevoerd dan wordt afgevoerd van het bedrijf, via mest en meststoffen en plantaardige en dierlijke producten. Verliesnormen zijn een maat voor de hoeveelheid stikstof en fosfaat die op het bedrijf ophoopt en naar het omringende milieu verloren gaat. Verliesnormen zijn afgeleid uit normen voor de depositie van stikstof in de vorm van ammoniak in natuurgebieden, uit- en afspoeling van stikstof (nitraat) en fosfaat naar grondwater en oppervlaktewater en emissie van stikstof in de vorm van lachgas naar de atmosfeer. Verliesnormen voor 2003 en daarna worden in 2002 door de overheid vastgesteld, na politiek evaluatie van MINAS en bijbehorende verliesnormen.

Onderhavige studie verkent de effecten van een aantal varianten voor verliesnormen voor de kwaliteit van het oppervlaktewater, ten behoeve van de politiek evaluatie. De geanalyseerde verliesnormen voor stikstof varieerden van 300 tot 40 kg ha⁻¹ jaar⁻¹, afhankelijk van landgebruik en bodemtype, en die van fosfaat van 40 tot 1 kg P₂O₅ ha⁻¹ jaar⁻¹. De verkenning is uitgevoerd met een keten van modellen, die het lot van stikstof en fosfaat, aangevoerd in de landbouw en uitgestoten door de landbouw naar het

oppervlaktewater, ruimtelijk gedifferentieerd voor heel Nederland analyseren. Daarbij is onderscheid gemaakt naar de grote rijkswateren (grote rivieren en IJsselmeer), zoete regionale wateren (beken en sloten) en zoute kustwateren (Waddenzee en Noordzee). Voor berekening van de belasting van het oppervlaktewater met N en P is het model STONE gebruikt. Voor het berekenen van de concentraties van N en P is het model STOFSTROMEN gebruikt voor de grote rijkswateren, WATERPLANNER en BOREAS voor de zoete regionale wateren, en GEM voor de zoute kustwateren.

De resultaten van de verkenning geven aan dat verlaging van de verliesnormen de belasting van het oppervlaktewater met N en P uit de landbouw doet verminderen. De vermindering van de belasting van het oppervlaktewater door landbouwgronden is echter minder dan proportioneel met een verlaging van de verliesnormen. Dit geldt vooral voor fosfaat. Voor N is de berekende maximale vermindering van de belasting van het oppervlaktewater in de orde van grootte van 25 tot 40%, voor P in de orde van grootte van 15% ten opzichte van het referentiejaar 1985. De relatief beperkte vermindering wordt toegeschreven aan een combinatie van de volgende factoren:

Landbouwgronden belasten het oppervlaktewater vooral in 'laag' Nederland, d.w.z. in noord, west, zuidwest en centraal Nederland, waar bouwland het dominante landgebruik is. Op bouwland vermindert de netto-belasting van de bodem met stikstof minder dan gemiddeld over alle landgebruik.

Droge zandgronden met lagere verliesnormen komen in 'laag' Nederland minder voor dan in 'overig' Nederland.

De belasting van het oppervlaktewater met fosfaat wordt primair bepaald door fosfaatverzadigingsgraad van de bodem, hydrologie en kwel en niet door fosfaatoverschot. Het fosfaatoverschot bepaalt wel de snelheid waarmee de fosfaatverzadigingsgraad verandert (toeneemt) en daarmee de belasting van het oppervlaktewater op (lange) termijn.

De absolute bijdrage van nutriëntenrijke kwel uit de ondergrond (achtergrondbelasting) is relatief groot (gemiddeld 25-50%) en verandert op korte termijn niet of nauwelijks met verandering van variant van verliesnormen.

Gemiddelde grondwaterstand (grondwatertrap, Gt) en fosfaatverzadigingsgraad van de bodem, en in mindere mate bodemtype en landgebruik, bepalen de belasting van het oppervlaktewater met N en P uit landbouwgronden. Bij hoge gemiddelde grondwaterstanden gaat het overgrote deel van het neerslagoverschot vrijwel direct naar het oppervlaktewater, waardoor de totale vracht relatief groot is.

Concentraties van N en P in grote rivieren en het IJsselmeer worden vooral bepaald door de aanvoer van N en P via de grote grensoverschrijdende rivieren. Aanscherping van verliesnormen heeft daardoor een gering effect op de totale belasting en derhalve ook op de concentraties van N en P in de grote Rijkswateren.

Concentraties van N en P in zoete regionale wateren worden wel in belangrijke mate bepaald door bijdragen vanuit de landbouw. Voor sloten zijn uit- en afspoeling van

landbouwgronden en kwel uit de ondergrond verreweg de belangrijkste bronnen van N en P. In de zoete regionale wateren is vooral P de sturende factor voor eutrofiëring; om een goede ecologische toestand te realiseren dient de zomergemiddelde P-concentratie lager te zijn dan 0.02 mg P l^{-1} in beken; 0.05 in meren mg P l^{-1} of $0.2-0.4 \text{ mg P l}^{-1}$ in sloten. Momenteel is de P-concentratie van veel regionale zoete wateren hoger dan $0,2 \text{ mg l}^{-1}$; deze wateren worden als eutroof gekenmerkt. Aanscherping van de P-verliesnormen leidt tot een maximale vermindering van de P-concentratie in sloten van 15-25%. Het totale areaal sloten met meer dan $0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ neemt daardoor iets af. Ook de kroosbedekking van sloten neemt daardoor iets af. Uit de berekeningen blijkt dat een vermindering van de P-belasting van landbouwgronden met 90% tot een vermindering van de kroosbedekking van sloten met slechts 20% leidt. Aangegeven wordt dat uitbaggeren van P-rijk sediment en doorspoelen van sloten nodig zijn, om een ecologische goede kwaliteit in sloten te verkrijgen.

Aanscherping van verliesnormen leidt tot een vermindering van de N- en P-concentraties in de marine kustzones met *ca.* 5%. De relatief geringe vermindering van de concentraties wordt veroorzaakt door de dominante invloed van de aanvoer van N en P via de grote rivieren en via Het Kanaal. Voor ecologisch herstel van de kustwateren is én aanscherping van verliesnormen, én vermindering van de aanvoer van N en P met de grote grensoverschrijdende rivieren nodig.

1 Inleiding

Oene Oenema (Alterra)

De Meststoffenwet reguleert in Nederland de kwaliteit en het gebruik van mest en meststoffen. De eerste Meststoffenwet uit 1947 was gericht op toetsing van de *kwaliteit* (landbouwkundige werking) van kunstmest en bodemverbeterende middelen voor gebruik in de landbouw. De aanpassingen en amendementen in de meststoffenwet vanaf 1986 stellen eisen aan het *gebruik* van mest en meststoffen in de landbouw. De richtlijnen en eisen aan het gebruik van mest en meststoffen zijn bedoeld om neveneffecten voor het milieu van het gebruik van mest en meststoffen te beperken. Vanaf 1986 zijn een toenemend aantal beperkingen opgelegd aan de landbouw om de uitstoot van stikstof en fosfaat uit de landbouw naar het milieu te beperken (voor een overzicht zie Henkens en Van Keulen, 2001).

De Integrale Notitie uit 1995 introduceerde het Mineralen Aangifte Systeem MINAS met bijbehorende verliesnormen. De verliesnormen voor stikstof en fosfaat geven aan hoeveel stikstof en fosfaat meer mag worden aangevoerd dan wordt afgevoerd van het bedrijf, via mest en meststoffen en plantaardige en dierlijke producten. Verliesnormen zijn een maat voor de hoeveelheid stikstof en fosfaat die op het bedrijf ophoopt en naar het omringende milieu verloren gaat. Verliesnormen zijn afgeleid uit normen voor de depositie van stikstof in de vorm van ammoniak in natuurgebieden, uit- en afspoeling van stikstof (nitraat) en fosfaat naar grondwater en oppervlaktewater en emissie van stikstof in de vorm van lachgas naar de atmosfeer. MINAS met bijbehorende verliesnormen vormen een integraal stelsel, d.w.z. het totale stikstof- en fosfaatoverschot op een bedrijf wordt gereguleerd (niet de vorm waarin de stikstof en fosfaat wordt aangevoerd en afgevoerd).

MINAS is in 1998 geïmplementeerd op intensieve veehouderijbedrijven. In de jaren daarna is MINAS op alle andere landbouwbedrijven geïmplementeerd. Tussen 1998 en 2003 zijn en worden de verliesnormen voor stikstof en fosfaat stapsgewijs verlaagd. In 2003 treden de verliesnormen in werking waarbij wordt voldaan aan de doelstellingen van de EU-Nitraatrichtlijn, de milieukwaliteitsdoelstellingen voor grondwater en oppervlaktewater, en aan de emissiereductiedoelstellingen in het kader van RAP/NAP (Schröder en Corré, 2000). De stikstofverliesnormen voor 2003 zijn vastgesteld op 140 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ voor grasland op zogenoemde uitspoelingsgevoelige gronden, 180 kg voor grasland op overige gronden, 60 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ voor bouwland op uitspoelingsgevoelige gronden, en 100 kg voor bouwland op overige gronden. De fosfaatverliesnormen voor 2003 zijn vastgesteld op 20 kg P₂O₅ ha⁻¹ jaar⁻¹, ongeacht grondsoort en landgebruik.

Bij de vaststelling van MINAS en tussentijdse bijstelling van de verliesnormen is afgesproken dat de Meststoffenwet, en in het bijzonder het stelsel van MINAS en bijbehorende verliesnormen, periodiek wordt geëvalueerd. Ook is afgesproken dat de voorgestelde verliesnormen voor 2003 ex-ante worden geëvalueerd in 2002. De evaluaties zijn onderverdeeld in een technisch-wetenschappelijke analyse en beleidsmatig-politieke evaluatie. De technisch-wetenschappelijke analyse is opgedragen aan het Milieuplanbureau en is door een consortium van onderzoeksinstituten uitgevoerd in de periode najaar 2001-winter 2002.

1.1 Doelstelling

Onderhavig rapport is de tweede in een serie van twee rapporten die de achtergronden, uitgangspunten en resultaten beschrijven van de ex-ante technisch-wetenschappelijke analyse van de milieukundige gevolgen van varianten van verliesnormen. De in beschouwing genomen varianten van verliesnormen zijn vastgesteld door de Stuurgroep van de Evaluatie Meststoffenwet 2002, en staan vermeld in hoofdstuk 3. De ex-ante technisch-wetenschappelijke analyse betreft een verkenning van de milieukundige gevolgen van varianten van verliesnormen voor de periode 2003-2030.

Het eerste rapport (Schoumans *et al.*, 2002) beschrijft wat de consequenties zijn van varianten van verliesnormen voor de belasting van bodem, grondwater en oppervlaktewater met stikstof en fosfaat.

Onderhavig rapport beschrijft de effecten van de varianten van verliesnormen voor de kwaliteit van het zoete oppervlaktewater en de zoute kustwateren in Nederland. Kwaliteit is hierbij gedefinieerd als chemische kwaliteit (concentraties van stikstof en fosfor) en ecologische kwaliteit (in termen van soortenrijkdom, helderheid, vertroebeling, etc.).

1.2 Leeswijzer

Hoofdstukken 2 t/m 6 verschaffen achtergrond informatie, in de vorm van samenvattingen, over de landbouw, stikstof- en fosfaatoverschotten en over de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor uit de landbouw. De informatie in deze hoofdstukken is nuttig bij het begrijpen van de effecten van varianten op de waterkwaliteit. Hoofdstukken 7, 8, 9 en 10 beschrijven de effecten van de varianten van verliesnormen op de kwaliteit van het oppervlaktewater in detail. Deze hoofdstukken vormen de kern van onderhavig rapport.

Hoofdstuk 2

‘Landbouw en milieu in perspectief’ geeft beknopt enige achtergrondinformatie over ‘landbouw, milieu, stikstof en fosfaat in Nederland’ vanuit historisch en Europees perspectief bekeken.

Hoofdstuk 3

‘Milieudoelstellingen en varianten van verliesnormen’ geeft een overzicht van milieukwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater en van de in beschouwing genomen varianten van verliesnormen.

Hoofdstuk 4

‘Werkwijze’ geeft een samenvatting van de werkwijze bij de verkenning van de milieukundige gevolgen van de varianten van verliesnormen. Een gedetailleerd beschrijving van de toegepaste werkwijzen en methoden voor het vaststellen van overschotten en berekening van de belasting van bodem, grondwater en oppervlaktewater is te vinden in Schoumans *et al.* (2002) Een gedetailleerd beschrijving van de toegepaste werkwijzen en methoden voor het berekenen van de kwaliteit van het oppervlaktewater is te vinden in de hoofdstukken 7 t/m 10.

Hoofdstuk 5

‘Belasting van de bodem met stikstof en fosfaat’ geeft een samenvatting van de stikstof- en fosfaatoverschotten bij de onderscheiden varianten van verliesnormen, als functie van landgebruik en regio. Een gedetailleerd beschrijving van de berekende overschotten is te vinden in Schoumans *et al.* (2002).

Hoofdstuk 6

‘Belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat’ geeft een samenvatting van de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat. Een gedetailleerd beschrijving van de berekende belasting van het oppervlaktewater is te vinden in Schoumans *et al.* (2002).

Hoofdstuk 7

‘Kwaliteit zoete Rijkswateren’ geeft een beschrijving van de toegepaste methoden en verkregen resultaten betreffende het zoete regionale oppervlaktewater. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen grote rivieren en IJsselmeer

Hoofdstuk 8

‘Kwaliteit zoete regionale wateren’ geeft een beschrijving van de toegepaste methoden en verkregen resultaten betreffende het zoete regionale oppervlaktewater. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen sloten, beken en vennen.

Hoofdstuk 9

‘Nutriënten in de Beerze; Trendanalyse 1985-2000 en Prognose 2001-2030’ beschrijft de effecten van varianten en van aanvullende maatregelen op de waterkwaliteit van de rivieren Beerze en Reusel in de provincie Noord-Brabant.

Hoofdstuk 10

‘Kwaliteit zoute kustwateren’ geeft een beschrijving van de toegepaste methoden en verkregen resultaten betreffende de kustzone van de Noordzee en de Waddenzee.

Hoofdstuk 11

Discussie en samenvatting van de resultaten.

De termen ‘stikstof’ en ‘fosfaat’ in generieke betekenis worden in het onderhavige rapport worden gebruikt voor verbindingen die respectievelijk het element stikstof (N) en fosfor (P) bevatten.

2 Landbouw en milieu in perspectief *Oene Oenema (Alterra)*

2.1 Landbouw en water in dichtbevolkt Nederland

Nederland ligt in de delta van Rijn, Maas en Schelde. Het land is gevormd door zee, rivieren en mensen. Nederland is een waterland. *Circa* de helft van het oppervlak ligt onder zeeniveau. Het grondwater is ondiep en wordt gereguleerd. *Circa* 15 % van het oppervlak van Nederland is oppervlaktewater. Nederland is ook landbouw. *Circa* 60% van het oppervlak heeft een landbouwkundig gebruik. De landbouw is intensief en hoogproductief. Nederland is dicht bevolkt en welvarend. De meeste mensen wonen en werken in de stad, maar wensen in toenemende mate te verpozen in natuur en landelijk gebied. In een landelijk gebied dat voldoet aan hun wensen.

De verwevenheid van water, landbouw, bebouwing en natuur is een wezenlijk kenmerk van Nederland. Die verwevenheid stelt echter eisen aan de mate van wederzijdse beïnvloeding. Die verwevenheid geeft ook de randvoorwaarden en mogelijkheden weer voor verdere ontwikkeling van bijvoorbeeld landbouw, bebouwing en natuur. In onderhavige studie gaat het enkel om de interactie tussen landbouw en water.

2.2 Ontwikkeling van de landbouw in twintigste eeuw

De landbouw in Nederland profiteert van de ligging aan de Noordzee. Veel landbouwproducten worden via de haven van Rotterdam aan- en afgevoerd. De landbouw profiteert ook van het gunstige klimaat en de vruchtbare bodem. De opbrengsten van tarwe, aardappelen en suikerbieten, in kg ha⁻¹, behoren tot de hoogste van de wereld. Dat geldt ook voor de melkopbrengst per koe en voor groenten al dan niet geteeld in kassen.

In de voorbije 100 jaar is de landbouwproductie gestaag gestegen. In het begin van de twintigste eeuw ook nog door ontginning van woeste gronden. Daarna vooral door beter management, door specialisatie, door drainage, betere genetisch uitgangsmateriaal, door meer kunstmest en door krachtvoer van elders aan te kopen. Een deel van de landbouwproductie werd losgekoppeld van de landbouwgrond in Nederland. De intensieve veehouderij richtte zich in toenemende mate op het omzetten van plantaardig eiwit van elders in dierlijk eiwit voor export naar het buitenland. Die omzetting gebeurt efficiënt; voor 1 kg dierlijk eiwit in de vorm van varkensvlees is nog slechts 2,7 kg plantaardig eiwit nodig.

Tabel 2.1 geeft een samenvatting van de veranderingen in landbouwarealen, dieraantallen en het gebruik van stikstof in de landbouw tussen 1950 en 2000. Voor fosfaat zijn de veranderingen ongeveer vergelijkbaar als die voor stikstof; met dit verschil dat het gebruik van fosfaatkunstmest al vanaf 1950 gestaag daalt. Het fosfaatoverschot accumuleert grotendeels in de bodem. In de periode 1950-2000 is gemiddeld genomen meer dan 4000 kg fosfaat (P₂O₅) per ha landbouwgrond geaccumuleerd (Smaling *et al.*, 1999; Boers *et al.*, 1997).

Tabel 2.1. Overzicht van de veranderingen in landbouwareaal, dieraantallen en de aanvoer en afvoer van stikstof in de landbouw in Nederland tussen 1950 en 2000. Areaal in miljoen ha, aantallen stuks vee in miljoen, N- en P-aanvoer en –afvoer in miljoen kg (Smaling et al., 1999, CBS, 2001). N.b. P-balans is uitgedrukt in fosfor; 1 kg P is 2,29 kg P₂O₅).

<u>Kengetallen, in miljoenen</u>	<u>1950</u>	<u>1960</u>	<u>1970</u>	<u>1980</u>	<u>1990</u>	<u>2000</u>
Areaal landbouwgrond	2.3	2.3	2.2	2.0	2.0	2.0
Aantal melkkoeien	1.4	1.6	1.9	2.4	1.9	1.5
Aantal varkens	2	2	6	10	14	13
Aantal pluimvee,	41	45	55	81	93	105
N-aanvoer via kunstmest	156	224	396	485	412	340
N-aanvoer via krachtvoer	55	113	215	352	424	354
N-afvoer via plantaardige product	20	28	34	39	36	34
N-afvoer via dierlijke product	40	60	93	134	183	175
N-overschot	151	249	484	664	617	485
P-aanvoer via kunstmest	52	49	48	36	33	27
P-aanvoer via krachtvoer	25	40	60	81	80	78*
P-afvoer via plantaardige product	8	9	10	9	9	18*
P-afvoer via dierlijke product	9	12	16	22	32	10*
P-overschot	60	68	85	92	79	49

* schatting, officiële CBS gegevens nog niet bekend.

2.3 Intensivering van de landbouw en nutriëntenoverschotten

Eind jaren zestig en vooral in de jaren zeventig kwamen er steeds meer geluiden dat er grenzen zijn aan de groei in de landbouw. In die periode hebben in Nederland vooral Kolenbrander (1969, 1970, 1971, 1973, 1974a, 1974b, 1979), Sluijsmans en Kolenbrander (1970) geschreven over het verband tussen aanvoer van stikstof en fosfaat op het land via mest en kunstmest en de verliezen van stikstof en fosfaat naar grondwater en oppervlaktewater. Het heeft tot halverwege de jaren tachtig geduurd voordat die inzichten werden vertaald in beleidsmaatregelen voor het gebruik van mest en meststoffen in de landbouw (Henkens en Van Keulen, 2001).

Dat planten, dieren en mensen stikstof en fosfaat nodig hebben weten we al enkele eeuwen. Dat stikstof en fosfaat ook effect hebben op bijvoorbeeld zoetwaterecosystemen weten we pas sinds de jaren twintig van de twintigste eeuw. In de jaren zestig van de twintigste eeuw werd dat echt duidelijk toen de effecten van ongezuiverde lozingen van rioolwater op sloten, meren en plassen duidelijk werden. Pas in de jaren zeventig werd duidelijk dat stikstof en fosfaat uit de landbouw een forse bijdrage leveren aan de belasting van oppervlaktewater. In de jaren tachtig werd duidelijk dat de veranderingen in mariene wateren en kustzeeën het gevolg zijn van een versterkte aanvoer van stikstof en fosfaat via rivieren. In die tijd werd ook duidelijk dat natuurlijke vegetaties veranderen onder invloed van depositie van ammoniakstikstof uit de landbouw. In 1984 verscheen in

Nature het ‘bewijs’ dat uit beweide grasland veel nitraatstikstof naar het grondwater lekt en dat door stikstofbemesting de uitspoeling sterk wordt vergroot (Ryden *et al.*, 1984).

2.4 Nutriëntenbalansen; van onderzoek naar praktijk

Nutriëntenbalansen hebben altijd een grote rol gespeeld bij het verkrijgen van inzicht in het lot van de toegediende stikstof en fosfaat in de landbouw. Von Liebig gaf halverwege de negentiende eeuw aan dat ‘zoveel nutriënten via kunstmest moeten worden toegediend als aan nutriënten via het geoogste gewas worden afgevoerd’. Dat beeld werd al snel gelogenstraft als ‘te simpel’ door de resultaten van veeljarige veldproeven van Rothamsted in het Verenigd Koninkrijk (Russell, 1912). De bodem is een geweldige, maar complexe buffer.

In het artikel ‘*The enigma of the nitrogen balance*’ geeft Allison (1955) een samenvatting van een groot aantal stikstofbalansen. De stikstofaanvoer blijkt in de meeste gevallen veel groter te zijn dan de gemeten stikstofafvoer via geoogste gewas en via verliezen door nitraatuitspoeling, ammoniakvervluchtiging en denitrificatie. Dat ‘raadsel van de stikstofbalans’ is later nog vele malen vastgesteld, vooral in studies op beweide grasland. Stikstof- en fosfaatbalansen op bedrijfsniveau worden pas vanaf de jaren zeventig opgesteld (Wilkinson and Lowrey, 1973; Frissel en Kolenbrander, 1977). Deze balansen hebben vooral de rol van het vee en van de aanvoer van veevoer op de belasting van de bodem met stikstof en fosfaat duidelijk gemaakt. Het Centrum voor Landbouw en Milieu (CLM) heeft in de jaren tachtig een bijdrage geleverd aan de introductie van nutriëntenbalansen (of mineralenbalansen) in de praktijk. De introductie van MINAS in 1998 heeft er voor gezorgd dat in 2000 iedere boer de stikstof- en fosfaatbalans van zijn bedrijf kent.

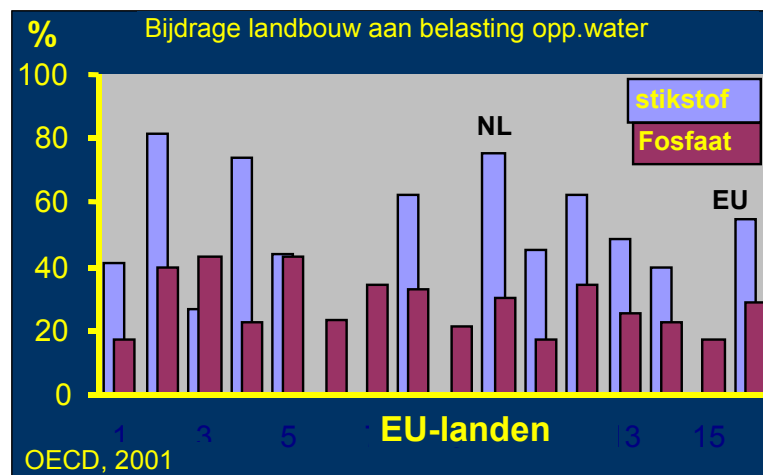
2.5 Verschillende nutriëntenbalansen

Balansen en stikstof- en fosfaatoverschotten laten zich eenvoudig vergelijken. Dat wordt op grote schaal gedaan. Bij vergelijking is het belangrijk om goed rekenschap te geven van de typen bedrijven die worden vergeleken, van de lokale omstandigheden, en de methode waarmee de balansen zijn samengesteld en de data zijn verzameld. Globaal kunnen drie verschillende nutriëntenbalansen worden onderscheiden, namelijk de ‘farm-gate balance’ (bijvoorbeeld MINAS), de ‘soil surface balance’ of cultuurgrondbalans, en de ‘soil system balance’ (geeft ook een verdeling over de soorten nutriëntenverliezen). Afhankelijk van de definities die worden toegepast, kunnen de nutriëntenoverschotten van deze drie balansen verschillen (Oenema en Heinen, 1999). Alle drie typen balansen worden in onderzoek en beleid toegepast

OECD (2001) geeft in een recente studie stikstofbalansen voor alle OECD-landen (geïndustrialiseerde landen inclusief EU), gebruikmakend van de zogenoemde ‘soil-surface balance’ (cultuurgrondbalans). De soil-surface balance berekent de netto-belasting van de bodem met nutriënten; de aanvoer via mest, kunstmest, atmosferische depositie, en biologische stikstofbinding wordt verminderd met de afvoer nutriënten met

het geogste gewas en via vervluchtiging van ammoniak vanaf het bodemoppervlak. Het overschot belast de bodem en na uitspoeling grondwater en oppervlaktewater.

Figuur 2.1 geeft weer dat het stikstofoverschot in Nederland hoog is, veel hoger dan het gemiddelde van de EU-landen (en iets hoger nog dan Zuid-Korea). Regionaal komen echter in andere EU-landen ook hoge overschotten voor, zoals in Vlaanderen in België, de Po-vlakte in Italië, en Bretagne in Frankrijk. De verhouding tussen afvoer van stikstof via plantaardige en dierlijke producten (ouput-input ratio) wordt soms als maat voor de benutting (efficiëntie) van de aangevoerde stikstof gebruikt.



Figuur 2.1. Het gemiddelde stikstofoverschot in kg ha^{-1} landbouwgrond als functie van de verhouding tussen stikstofafvoer (via plantaardige en dierlijke producten) en stikstofaanvoer (via mest, kunstmest, atmosferische depositie en biologische stikstofbinding) in 1996 voor alle landen van de OECD. Het stikstofoverschot is berekend met de zogenoemde 'soil surface balance' (OECD, 2001).

In figuur 2.1 is te zien dat de output-input ratio globaal afneemt met toenemend stikstofoverschot. Omdat de output-input ratio ook sterk afhankelijk is van de verhouding tussen akkerbouw en veehouderij en van import en export (Schröder *et al.*, 1998), moet de ouput-input verhouding met de nodige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd.

2.6. Bijdrage van landbouw aan belasting oppervlaktewater

Tot de jaren zeventig van de twintigste eeuw werd de bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater niet of nauwelijks (h)erkend en in beschouwing genomen, uitgezonderd de directe bronnen. De directe bronnen van belasting van het oppervlaktewater in de landbouw (lozen van mest in sloten, het zogenoemde 'meebemesten' van sloten, drenkend vee in sloten, etc.) vallen op, maar leveren een relatief geringe bijdrage. De directe bronnen zijn in de afgelopen tientallen jaren grotendeels, via relatief eenvoudige maatregelen, gesaneerd.

De indirecte bronnen of ‘diffuse bronnen’ van belasting van het oppervlaktewater in de landbouw (uitspoeling uit landbouwgronden) zijn pas vanaf de jaren tachtig en vooral vanaf de jaren negentig (h)erkend als belangrijke bron. Omdat de belasting diffuus verspreid plaats vindt, en zeer afhankelijk is van weersomstandigheden en lokale omstandigheden (bedrijfsvoering, hydrologie), is kwantificering via directe metingen lastig. In Nederland is in totaal *ca.* 300.000 km aan sloten rondom landbouwpercelen, die afwateren op vaarten, kanalen, meren, rivieren en de Noordzee. De verwevenheid van landbouw en water is groot, vooral in West-Nederland.

De belasting van landbouwgrond is weliswaar eenvoudig te meten en te berekenen, en ook de concentraties van nutriënten in sloten en vaarten zijn relatief eenvoudig te meten, maar het vergt een forse inspanning om de afvoeren van nutriënten uit landbouwgronden via greppels, oppervlakkige afspoeling, drainagebuizen, en ondiepe en diepe (kwel) afvoer van nutriënten door de bodem naar het oppervlaktewater nauwkeurig te meten. Mede daardoor zijn er tot nu toe weinig resultaten van metingen van de diffuse belasting van het oppervlaktewater door de landbouw beschikbaar. Het project DOVE is in 1998 opgezet om in die leemte te voorzien.

Tabel 2.2. Totale belasting van het oppervlaktewater met stikstof (exclusief rivieren; zie tabel 2.4) in de periode 1985 en 2000, in miljoen kg N jaar⁻¹. Gegevens zijn gebaseerd op metingen en modelberekeningen (Stam et al., 2002).

Bronnen	1985	1990	1995	2000
Landbouw, directe bronnen	10	9	6	6
Landbouw, diffuse bronnen	<i>ca.</i> 70	<i>ca.</i> 70	<i>ca.</i> 70	<i>ca.</i> 70
Industrie	13	11	4	2
RWZI's	38	40	36	30
Riooloverstorten	2	1	1	1
Ongezuiverde riolering	6	6	2	0
Niet-aangesloten huishoudens	2	1	1	1
Regenwaterriool	1	1	1	1
Atmosferische depositie	5	5	5	5
Totaal (ca)	150	145	130	124

De beperkte hoeveelheid metingen, gecombineerd met modelberekeningen en de zeer vele meetresultaten van nutriëntenconcentraties in vaarten, sloten, meren en rivieren geven aan dat de bijdrage van de diffuse bronnen in de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater groot is. In vrijwel alle oppervlaktewateren worden de maximaal toelaatbare waarden voor stikstof en fosfaat overschreden. Dat komt niet alleen door de belasting door de landbouw. Overige bronnen dan de landbouw leveren ook forse bijdragen (tabellen 2.2, 2.3, 2.4 en 2.5). Veel van die overige bronnen zijn vanaf eind jaren tachtig fors gesaneerd, evenals de directe bronnen in de landbouw. De grootte van de ‘overige’ bronnen is in de periode 1985 tot 2000 met meer dan 50% verminderd, vooral voor fosfaat.

Tabel 2.3. Belasting van het oppervlaktewater met fosfor (exclusief rivieren; zie tabel 2.5) in de periode 1985 en 2000, in miljoen kg P jaar⁻¹. Gegevens zijn gebaseerd op metingen en modelberekeningen (Stam et al., 2002).

Bronnen	1985	1990	1995	2000
Landbouw, directe bronnen	<1	<1	<1	<1
Landbouw, diffuse bronnen	ca. 4	ca. 4	ca. 4	ca. 4
Industrie	13	11	3	3
RWZI's	11	6	4	3
Riooloverstorten	<1	<1	<1	<1
Ongezuiverde riolering	1	1	<1	0
Niet-aangesloten huishoudens	1	<1	<1	<1
Totaal (ca)	31	22	12	10

De grensoverschrijdende rivieren zijn apart beschouwd, omdat vrijwel alle stikstof en fosfaat die via rivieren ons land binnenkomt via de rivieren het land ook weer verlaat richting Noordzee en Waddenzee. Via inlaat van rivierwater in de zomer wordt de kwaliteit van het boezemwater wel door rivierwater beïnvloedt, vooral ook via IJssel en IJsselmeer.

Tabel 2.4. Aanvoer bij de Nederlandse grens van grensoverschrijdende vrachten aan stikstof via rivieren in de periode 1985 tot en met 2000, in miljoen kg N jaar⁻¹. Gegevens zijn gebaseerd op metingen (Stam et al., 2002).

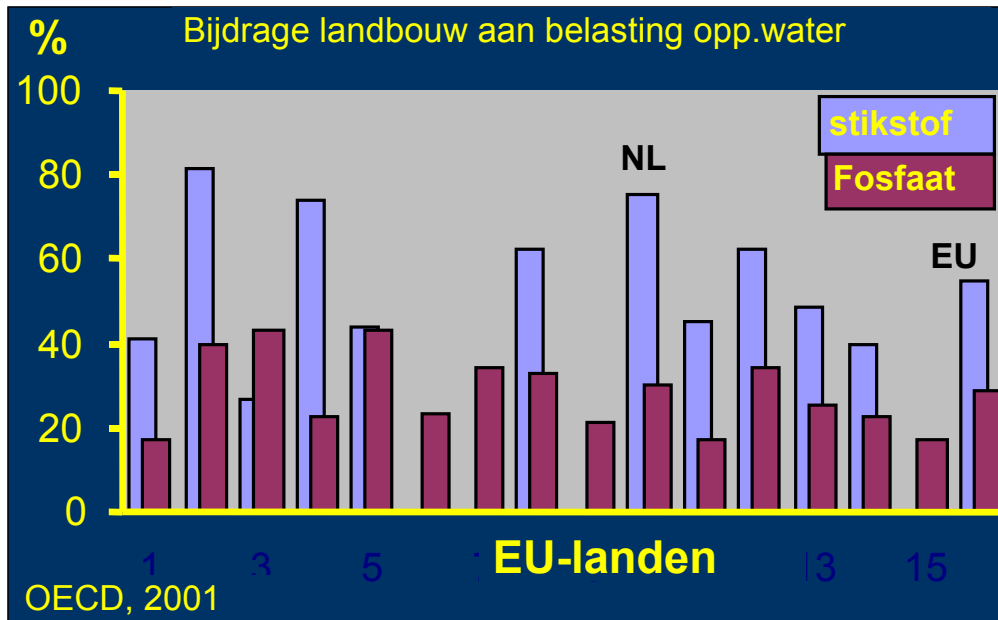
Rivieren	1985	1990	1995	2000
Rijn	392	317	381	255
Maas	29	26	48	40
Schelde	35	22	41	39
Totaal	454	365	470	334

Tabel 2.5. Aanvoer bij de Nederlandse grens van grensoverschrijdende vrachten aan fosfor via rivieren in de periode 1985 tot en met 2000, in miljoen kg P jaar⁻¹. Gegevens zijn gebaseerd op metingen (Stam et al., 2002).

Rivieren	1985	1990	1995	2000
Rijn	36	17	18	14
Maas	3	2	2	2
Schelde	4	2	3	3
Totaal	43	21	23	19

De bijdrage van de landbouw aan de totale belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat varieert in de EU-landen tussen 20 en 80% (figuur 2.2). Voor stikstof is de bijdrage van de landbouw gemiddeld genomen 30% hoger dan die voor fosfaat. Voor Nederland wordt de bijdrage voor stikstof geschat op 75 en voor fosfaat op 35% (OECD,

2001). Interpretatie van figuur 2.2 is lastig. Het gaat hier om relatieve bijdragen door de landbouw; in dichtbevolkt Nederland zijn bijdragen van overige bronnen (zie tabellen 2.2, 2.3, 2.4 en 2.5) groot. Verder speelt een rol dat in heuvelachtig landen de belasting via oppervlakkige afstroming groot is; in die situaties vindt geen uitspoeling naar het grondwater plaats.



Figuur 2.2. Relatieve bijdragen van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat, in procent van de totale belasting in EU-15. EU geeft gemiddelde voor EU-15 weer (OECD, 2001).

3 Milieudoelstelling en varianten van verliesnormen

Oene Oenema (Alterra) en Lowie van Liere (RIVM)

3.1 Milieudoelstellingen

Eutrofiëring is het proces waarbij toevoer van nutriënten naar grondwater en oppervlaktewater ecologische processen verstoort. Gebruiksfuncties kunnen daardoor worden bedreigd. Eutrofiëring leidt tot vele ongewenste effecten: vertroebeling van het water, ontwikkeling van algensoorten die soms toxische stoffen afscheiden (waardoor onder andere de zwemwaterkwaliteit afneemt), en zuurstofloos water (waardoor vissterfte optreedt en water gaat stinken), het ontstaan van kroos op sloten en drijfslagen van algen in meren. Het leidt uiteindelijk tot grote verarming van de soortensamenstelling (afname biodiversiteit). Kansen voor natuur en recreatie nemen daardoor af.

Milieudoelstellingen voor grondwater en oppervlaktewater zijn ontwikkeld om grenzen te stellen aan ongewenste effecten van eutrofiëring. Er zijn twee soorten milieudoelstellingen, namelijk:

- milieukwaliteitsdoelstellingen, i.e. doelstellingen die de in principe de gewenste kwaliteit omschrijven in termen van concentraties in het water, waarbij nadelige effecten van eutrofiëring verminderen of verdwijnen;
- emissiedoelstellingen i.e. doelstellingen die de gewenste vermindering van de omvang van de belasting omschrijven, in termen van vrachten of percentages ten opzichte van een referentiejaar.

Milieukwaliteitsdoelstellingen zijn inspanningsverplichtingen, emissiedoelstellingen zijn resultaatverplichtingen, Tussen beide doelstellingen zou een relatie moeten bestaan. Emissiedoelstellingen voor het oppervlaktewater vloeien voort uit internationale afspraken met Rijnsoeverstaten (Rijn Actie Programma: RAP) en met de landen die grenzen aan de Noordzee (Noordzee Actie Programma: NAP). Deze afspraken betekenen voor de emissies van stikstof en fosfaat een vermindering van 50% in 1995 ten opzichte van het referentiejaar 1985. Het gaat hier om een resultaatverplichting voor alle bronnen gezamenlijk.

Tabel 3.1. Kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in oppervlaktewater. Concentraties in mg N l⁻¹ en in mg P l⁻¹. Voor grondwaternormen zie Willems et al., 2002.

Parameter	Oppervlaktewater (zoet)		Oppervlaktewater (zout)
	MTR ¹	Streefwaarde ¹	
Stikstof	2.2	1	< 50% boven achtergrond ²
Fosfor	0.15	0.05	< 50% boven achtergrond ²

¹) Deze waarden gelden als zomergemiddelde waarden van totaal-P en totaal-N voor eutrofiëringgevoelige stagnante oppervlaktewateren. Voor overige wateren is in ieder geval de waarde van het MTR richtinggevend. De status van 'richtinggevend' is niet duidelijk. Bron: Vierde Nota Waterhuishouding.

²) Dit is een indicatieve doelstelling, (nog) niet vastgelegd in een beleidsnota. De waarden zijn uitgedrukt in DIN en DIP, de winterwaarden voor opgelost anorganisch stikstof c.q. fosfor. De waarden zullen dit jaar worden geratificeerd door OSPAR, waarbij ook aandacht zal worden besteed aan chlorofyl en enige specifieke algensoorten.

Tabel 3.1. geeft een overzicht van de milieukwaliteitsdoelstellingen, richtinggevende waarden en indicatieve waarden voor oppervlaktewater voor stikstof en fosfor.

Uit veldwaarnemingen (2^e Eutrofiëringsenquête, CUWVO, 1980) werd een bovengrens afgeleid van 0.15 mg P l⁻¹ en 2.2 mg N l⁻¹ (zomergemiddelden) wanneer 100 µg chlorofyl *a* l⁻¹ acceptabel werd geacht. In meren gedomineerd door groenwieren een redelijke aanname om nog plantengroei op de bodem mogelijk te maken. In de 3^e Eutrofiëringsenquête (CUWVO, 1987), inmiddels waren blauwwieren in vele meren dominant geworden, werd op dezelfde wijze 0.07 mg P l⁻¹ en 2.2 mg N l⁻¹ afgeleid. Beleidsmatig had dit geen gevolgen.

De 3^e Nota Waterhuishouding stelde in 1989 de Algemene Milieu Kwaliteit (AMK) vast, te behalen in 2000, voor eutrofiëringsgevoelige stagnante wateren (lees: ondiepe meren en plassen) met als waarden de inmiddels toch wel wat ‘verouderde’ getallen uit de 2^e Eutrofiëringsenquête. De AMK₂₀₀₀ voor fosfor werd geldig verklaard voor alle wateren, hetzelfde getal maar jaargemiddeld. Wetenschappelijke onderbouwing hiervan ontbreekt tot nu toe. Voor stikstof werd dat niet gedaan, maar vele waterbeheerders, inclusief de CIW in Water in Beeld, hebben vanaf die tijd hun sloten, kanalen *etc.* getoetst aan een niet gedefinieerde 2.2 mg N l⁻¹. Een weinig zinvolle bezigheid. Al gauw werd duidelijk dat meren niet herstelden bij het bereiken van de AMK₂₀₀₀. In het concept van de Evaluatienota Water van 1993 werden grenswaarden gedefinieerd, getalsmatig gelijk aan de AMK₂₀₀₀. Daarnaast werd een streefwaarde voorgesteld van 0.05 mg P l⁻¹ en 1 mg N l⁻¹; in de regeringsbeslissing werd dit voorstel niet overgenomen.

In de 4^e Nota Waterhuishouding werden de grenswaarden gehandhaafd (de naam van de grenswaarde voor nutriënten veranderde in MTR; Maximaal Toelaatbaar Risico (hoewel een risicoanalyse tot nu toe ontbreekt). Tevens werden streefwaarden voor meren en plassen ‘bijgesteld om de gewenste streefbeeld bij de bestrijding van de eutrofiëring te kunnen realiseren’ (0.05 mg P l⁻¹ en 1 mg N l⁻¹). Betekende dat impliciet dat bij het halen van het MTR de eutrofiëring niet wordt bestreden? Een correcte conclusie overigens. De enige zekerheid voor een waterbeheerder is dat meren niet herstellen bij het MTR (Van Liere en Boers, 2002), en waarom zou dat bij andere wateren (waarvoor geen MTR is vastgesteld) wel het geval zijn.

De 4^e Nota gaf daarom ook ruimte aan het ontwikkelen van nutriëtnormen op regionaal niveau, CIW ontwikkelde een methodiek om kentallen voor wateren in een gebied te bepalen (CIW, 2002). Watertypegerichte kentallen, die een omslag naar een gewenste ecologische toestand aangaven, zijn afgeleid uit veldwaarnemingen, experimenteel onderzoek en modelstudies (Van Liere en Jonkers, 2002). Aanname was dat nutriëntenreductie de enige maatregel was. Voor zoete wateren (behalve vennen) werd fosfor beschouwd als belangrijkste nutriënt, voor zoute wateren stikstof. Tabel 3.2. geeft een overzicht. Om benedenstrooms gelegen kwetsbare wateren te beschermen werden er tevens voor enige gevallen ‘afwentelingswaarden’ berekend.

Tabel 3.2. Kentallen voor watertypen, waarbij een 'gewenste ecologische toestand' (keuze door auteurs) bereikt wordt. Een volledig overzicht ook kentallen van andere nutriënten geven Van Liere en Jonkers, 2002.

Water (type)	Ecologisch doel	Nutriënt	Kental Waarde c.g. Bandbreedte	Eenheid
Beken	'Natuurlijke toestand'	Fosfor	0.02	mg P l ⁻¹
Sloten	< 50% kroosbedekking	Fosfor	1.3 – 10.2	g P m ⁻² jaar ⁻¹ (wateroppervlak)
			0.2-0.4	mg P l ⁻¹ (zomergemiddelde)
Meren	Helder water	Fosfor	0.05	mg P l ⁻¹ (zomergemiddelde)
Vennen	Voorkoming verzuring	Stikstof	5 – 10	kg ha ⁻¹ j ⁻¹ (in atm. depositie)
	Verruiging oevers	Stikstof	14	kg ha ⁻¹ j ⁻¹ (in atm. depositie)
	Voorkomen eutrofiëring	Stikstof	20	kg ha ⁻¹ j ⁻¹ (in atm. depositie)
IJsselmeer	Geen blauwwier drijfslagen	Fosfor	0.06	mg P l ⁻¹ (zomergemiddelde)
Volkerak	Geen overlast <i>Microcystis</i>	Fosfor	0.05-0.06	mg P l ⁻¹ (zomergemiddelde)
Kustwater	25 % reductie totale algenbiomassa	Stikstof	0.6	DIN (Dissolved Inorg. N, mg l ⁻¹ , winterwaarde)
<i>Afwenteling</i>				
Rijn	Geen blauwwier drijfslagen in IJsselmeer	Fosfor	0.08	mg P l ⁻¹ (zomergemiddelde)
	25 % reductie totale algenbiomassa in kustwater	Stikstof	1.8	mg N l ⁻¹ (jaargemiddelde)

De gevonden kentallen zijn laag ten opzichte van huidige 'normen'. Bovendien zal, indien uitsluitend nutriëntenreductie toegepast wordt, herstel vele jaren vergen, vanwege tegenreacties van het aquatische ecosysteem. Aanvullende maatregelen (verschillend per watertype) kunnen het proces aanzienlijk versnellen. Bij goed beheer en inrichting kunnen de kentallen bijvoorbeeld hoger zijn, terwijl toch een goede ecologische toestand bestaat.

Successen zijn daarmee reeds behaald, enige voorbeelden:

- ♻ Het Veluwemeer en Wolderwijd zijn door een combinatie van fosforreductie, doorspoelen met voedselarm grondwater en actief biologisch beheer teruggebracht tot de heldere fase met kranswiergroei (Boers, 2002).
- ♻ Sloten in de polder Bergambacht stegen sterk in ecologische kwaliteit door baggeren en het verminderen van bemesting en puntbronnen (Twisk *et al*, 2002).
- ♻ Ingrijpen in de voedselketen van meren (bijvoorbeeld wegvangen planktivore vis) kan de switch naar helder water aanmerkelijk versnellen (Meijer, 2000).

Ieder water type, en ieder water, is een uniek ecosysteem met eigen specifieke karakteristieken. Het bestuderen van deze karakteristieken, en het vaststellen van de gewenste ecologische toestand moeten voorop staan. Daarna kan een OPTimale MIX van maatregelen worden vastgesteld om deze toestand te bereiken. Een uiterst belangrijke maatregel daarbij is het reduceren van de nutriënten belasting.

Deze wijze van werken past goed in de Europese Kaderrichtlijn Water. Uitgangspunten:

- Het bereiken van de Goede Chemische Toestand, met name voor toxische stoffen
- Het bereiken van de Goede Ecologische Toestand, gekenmerkt door:
 - biologische kenmerken (per watertype verschillend), voor rivieren en meren bijvoorbeeld: fytoplankton, fyto benthos, macrofyten, macrofauna en vissen),
 - hydromorfologische kenmerken,
 - abiotische randvoorwaarden (bijvoorbeeld de nutriëntenconcentratie).

De Goede Ecologische Toestand (GET) moet in 2015 bereikt zijn. Landen dienen zelf per watertype de Goede Ecologische Toestand te definiëren en een beoordelingsmethodiek te ontwerpen om aan te kunnen geven wanneer deze is bereikt, of hoever men er nog vanaf is. Alleen bij Kunstmatige en Sterk Veranderde Waterlichamen mag van de GET worden afgeweken, er moet dan wel een Goede Ecologisch Potentieel (GEP) worden vastgesteld, en ook dit moet in 2015 bereikt zijn. Om de gestelde doelen te bereiken moeten stroomgebiedsplannen worden opgesteld (gerekend 2009). Een monitoringsprogramma (operationeel 2006) moet er voor zorgen dat gerapporteerd kan worden en dat er gevolgd wordt of GET en GEP gehaald worden. De Kaderrichtlijn moet in de wet van ieder land worden verankerd. Voortgang van de implementatie van de kaderrichtlijn is te volgen op www.waterland.net/eu-water.

Belangrijkste wijziging door de Kaderrichtlijn is dat de ecologie en het bereiken van de Goede Ecologische Toestand voorop staat, en dat nutriëntenormering een middel is geworden om dat doel te bereiken.

In dit rapport zullen meren getoetst worden aan de MTR (omdat dit in de Vierde Nota staat) en aan de streefwaarde (omdat dat iets over herstel van meren zegt). Bij andere zoete watertypes zullen de concentraties worden getoond. Voor zoute wateren kan aan de indicatieve waarden worden getoetst (Tabel 3.1).

3.2 MINAS en verliesnormen

In 1998 is het ‘mineralenaangiftesysteem’ MINAS in de landbouw geïntroduceerd. MINAS is een boekhoudsysteem voor stikstof en fosfaat op bedrijfsniveau (volgens de methode van de farm-gate balance), met heffingvrije stikstof- en fosfaatoverschotten (verliesnormen). Met MINAS worden de hoeveelheden stikstof en fosfaat geregistreerd die het bedrijf via kunstmest, dierlijke mest en veevoer binnenkomen en via (geogste) plantaardige en dierlijke producten (inclusief dierlijke mest) het bedrijf weer verlaten. Het verschil tussen aanvoer en afvoer (het stikstof- en fosfaatoverschot) wordt vervolgens vergeleken met de zogenoemde verliesnormen voor stikstof en fosfaat. Verliesnormen geven de grootte van de heffingvrije stikstof- en fosfaatoverschotten weer, uitgedrukt in $\text{kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Zijn de gerealiseerde stikstof- en fosfaatoverschotten op bedrijfsniveau hoger dan de verliesnormen voor stikstof en fosfaat, dan moeten de bedrijven een forse financiële heffing (boete) betalen (tot € 2,30 kg^{-1} stikstof ha^{-1} en tot € 9,00 kg^{-1} P_2O_5 ha^{-1}). Deze forse heffingen dwingen bedrijven om de stikstof- en fosfaatoverschotten te beperken.

De verliesnormen zijn in de periode 1998 – 2002 stapsgewijs verlaagd. Per 1 januari 2003 is een verdere aanscherping voorzien. Het doel van de aanscherping is om de emissies van stikstof en fosfaat uit de landbouw te beperken tot het niveau waarbij de emissiedoelstellingen en de milieukwaliteitsdoelstellingen voor grondwater en oppervlaktewater zijn gerealiseerd. De *gefaseerde, stapsgewijze* aanscherping van de verliesnormen geeft bedrijven de tijd om bedrijf en bedrijfsvoering stapsgewijs en efficiënt aan te passen, opdat de economische kosten beperkt blijven. Omdat op veel intensieve veehouderijbedrijven de stikstof- en fosfaatoverschotten groot zijn, zijn vooral

bij die bedrijven de kosten bij aanscherping van verliesnormen groot (Van der Kamp, 2002).

3.3 Varianten van verliesnormen

Het is nog niet duidelijk tot hoever de verliesnormen aangescherpt moeten worden om alle milieudoelstellingen te realiseren. Om daar meer duidelijkheid over te verkrijgen, zijn varianten van verliesnormen opgesteld en is nagegaan wat de effecten zijn van die varianten van verliesnormen voor de landbouw en voor het milieu, voor grondwater, oppervlaktewater en atmosfeer (Tabel 3.3). Deze varianten zijn als ‘rekenvarianten’ bedoeld om inzicht te genereren in de mogelijke effecten van de varianten voor landbouw en milieu. De varianten zijn dus niet als ‘beleidsvarianten’, waar tussen beleid en politiek moet kiezen.

Variant A is de referentievariant, d.w.z. de verliesnormen die van kracht werden vanaf 1998. Variant B geeft de verliesnormen weer die van kracht werden in 2002. Varianten D1 en D2 geven de verliesnormen weer die volgens de Meststoffenwet in het jaar 2003 van kracht worden, maar pas van kracht worden na evaluatie door de Tweede kamer. De varianten D1 en D2 verschillen enkel in het areaal uitspoelingsgevoelige zandgronden en lössgronden. De overige varianten zijn rekenvarianten, bedoeld om na te gaan bij welke variant de milieuwinst groot en de sociaal-economische effecten klein zijn. Voor verdere toelichting wordt verwezen naar MINAS en Milieu; Balans en Verkenning (RIVM, 2002).

Tabel 3.3. Varianten van verliesnormen. De varianten verschillen in stikstofverliesnorm, fosfaatverliesnorm en in het areaal uitspoelingsgevoelige gronden (droge zand- en lössgronden met grondwatertrap Gt 7, 8 en soms ook 6) waarvoor aangescherpte stikstofverliesnormen van toepassing zijn. Stikstof verliesnormen in kg N ha⁻¹ jaar⁻¹, fosfaatverliesnormen in kg P₂O₅ ha⁻¹ jaar⁻¹.

	Naam variant	Areaal (ha) uitspoelingsgevoelige gronden, (Gt 7+8 / Gt 6+7+8)	Stikstofverliesnormen		Fosfaatverliesnormen	
			Grasland kleigrond/ uitspoelingsgevoelige grond	Bouwland kleigrond/ overig grond /uitspoelingsgevoelige grond	Grasland (generiek voor alle grondsoorten)	Bouwland (generiek voor alle grondsoorten)
A	Referentie 1998	-	300	175	40	40
B	Mestwet 2002* ²	140.000	220/190	150/110/100	25	30
C	Generiek + maatregelen* ¹	140.000	180	100	20	20
D1	Mestwet 2003	140.000	180/140	100/100/60	20	20
D2	Mestwet 2003	360.000	180/140	100/100/60	20	20
E	Variant N-plus	140.000 (7+8) + 220.000 (6)	140/100 -/120	60/60/40 -/-/60	20	20
F	Variant P-plus (+ kunstmest-P)	140.000	180/140	100/100/60	10	10
G	Variant combi E + F	140.000 (7+8) + 220.000 (6)	140/100 -/120	60/60/40 -/-/60	10	10
H	Variant 'vergaand'	600.000	140/100	60/60/40	1	1

- ¹ variant C: generieke verliesnormen + aanvullende maatregelen voor droge zandgronden
- vee eerder opstallen (per 1 september)
 - teelt van diepwortelende gewassen
 - teelt van tussengewassen en nagewassen bij bouwland en maïsland

4 Werkwijze

Oene Oenema, Oscar Schoumans (Alterra), Lowie van Liere (RIVM), Gert Stam (RIZA) en Theo Prins (RIKZ)

4.1 Beschrijving aanpak op hoofdlijnen

In de verkenning van de milieukundige effecten van varianten van verliesnormen is gebruik gemaakt van praktijkgegevens, gegevens uit de wetenschappelijke literatuur en modelberekeningen. De hoeveelheid praktijkgegevens is evenwel beperkt, omdat de meeste varianten van verliesnormen betrekking hebben op situaties, waaraan de gemiddelde praktijk tot nu toe niet voldeed. Mede daarom en om een landsdekkend kaartbeeld te kunnen presenteren, is gebruik gemaakt van modelberekeningen. De praktijkgegevens en gegevens uit de wetenschappelijke literatuur zijn vooral gebruikt om de resultaten van de modelberekeningen te verifiëren.

In de verkenning is een ketenbenadering gevolgd, met vijf stappen:

1. Implementatie van de variant in de praktijk; wat betekent een variant in termen van dieraantallen, veevoeding, excretie, bemesting en plantaardige en dierlijke productie.
2. Berekening van de stikstofverliezen door NH₃-emissie en de netto-belasting van de bodem met stikstof en fosfaat.
3. Verkenning van het lot van de stikstof en fosfaat in de bodem die niet worden opgenomen door gewassen. Daarbij zijn vier mogelijkheden onderscheiden: (i) ophoping in de bodem, (ii) denitrificatie van nitraatstikstof (en emissie van N₂ en N₂O naar de atmosfeer), (iii) uitspoeling naar het grondwater, en (iv) uitspoeling naar het oppervlaktewater.
4. Verkenning van de verandering in stikstof- en fosforconcentraties in de zoete regionale oppervlaktewateren, de grote zoete rijkswateren en de zoute kustwateren.
5. Verkenning van de ecologische consequenties van de stikstof- en fosfaatverliezen naar het omringende milieu.

4.2 Beschrijving aanpak in detail

Voor de verkenningen is gebruik gemaakt van een keten van modellen (figuur 4.1). Elk model beschrijft een stap, of een deel van een stap, in de keten. De resultaten van het eerst genoemde model worden doorgegeven aan een volgende model. FARMMIN berekent voor de melkveehouderij de bemesting van grasland en maïsland (Schoumans *et al.*, 2002). STONE berekent dieraantallen, mestproductie en -verdeling, ammoniakvervluchtiging en bemesting van bouwland, grasland en maïsland, en vervolgens de belasting van bodem, grondwater en oppervlaktewater met stikstof en fosfaat, rekening houdend met bemesting, opname door gewassen, netto-mineralisatie en atmosferische stikstofdepositie (Schoumans *et al.*, 2002).

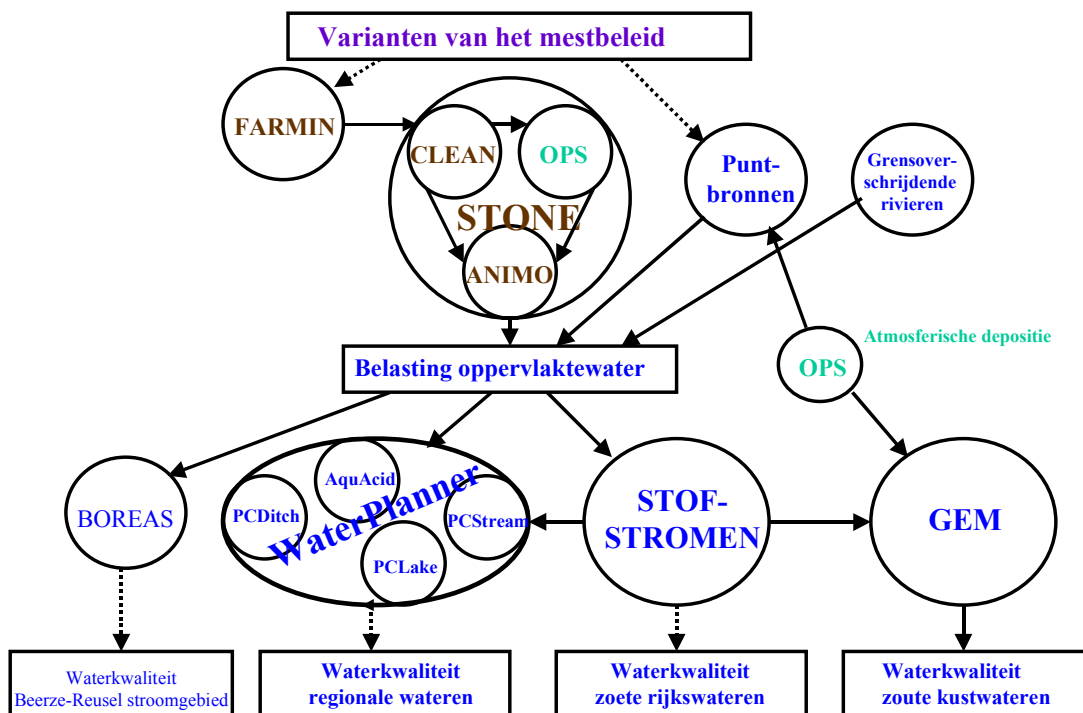
STOFSTROMEN berekent de belasting en de concentraties van stikstof en fosfaat in de grote rijkswateren, op basis van de resultaten van STONE en rekening houdend met de

aanvoer van stikstof en fosfaat uit rioolwaterzuiveringsinstallaties, industrie en het buitenland (via de grote rivieren). Voor verdere toelichting wordt verwezen naar Hoofdstuk 7.

WATERPLANNER berekent de concentraties van stikstof en fosfaat in de zoete regionale wateren, op basis van de resultaten van STONE en rekening houdend met de overige bronnen van stikstof en fosfaat). Voor verdere toelichting wordt verwezen naar hoofdstuk 8.

BOREAS berekent de effecten van de varianten van verliesnormen, van aanvullende hydrologische maatregelen, en van verdere sanering van rioolwaterzuiveringsinstallaties op de waterkwaliteit van de Beerze, een beek in Noord-Brabant. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de resultaten van STONE of het REgionaal Verbruiks- en Emissie Model (REVEM). Voor een nadere toelichting wordt verwezen naar hoofdstuk 9.

GEM berekent de belasting en de concentraties van stikstof en fosfaat in de zoute kustwateren, op basis van de resultaten van STOFSTROMEN en rekening houdend met de aanvoer van stikstof en fosfaat via de grote rivieren en Het Kanaal. Voor verdere toelichting wordt verwezen naar hoofdstuk 10.



Figuur 4.1. Overzicht van de keten van toegepaste modellen voor berekening van de effecten van verliesnormen op de belasting van bodem, grondwater en oppervlaktewater, en op de concentraties van stikstof en fosfaat in het grondwater en oppervlaktewater.

Met de modellenketen FARMMIN-STONE zijn alle varianten (A t/m H, behalve variant C) geanalyseerd, en zijn voor bepaalde varianten aanvullende gevoeligheidsanalyses uitgevoerd. Variant C is met het model BBPR (Van der Kamp *et al.*, 2002), om technische en inhoudelijke redenen. Met de modellen STOFSTROMEN, WATERPLANNER, GEM en BOREAS zijn slechts enkele varianten (A, H en soms ook B en D1) geanalyseerd. Deze selectie is gemaakt omdat de berekende verschillen tussen varianten in de belasting van het oppervlaktewater relatief klein bleken te zijn, en ook vanwege tijdgebrek (deze modellen zitten aan het einde van de keten en worden gevoed met de resultaten van modellen uit het begin van de keten).

Alle genoemde modellen zijn gebaseerd op het 'principe van een balans'. Er is aanvoer, er vinden omzettingen plaats en er is afvoer. Afvoer betekent hier dat stikstof en fosfaat naar een ander compartiment toegaan. Er zijn geen onverklaarbare verliezen. In tegenstelling tot veel empirische studies naar stikstofbalansen bevatten de hier gebruikte modellen geen post 'unaccounted for'; alle binnenkomende stikstof en fosfaat worden aan bekende compartimenten en processen toegewezen (b.v. Follett and Hatchfield, 2001; Oenema and Heinen, 1999).

De modellen analyseren niet het lot van de stikstof en fosfaat, die met geoogste plantaardige en dierlijke producten worden afgevoerd. In de periode 1990-1995 werd 25 tot 45 % van de jaarlijks aangevoerde stikstof en fosfaat in de landbouw afgevoerd in plantaardige en dierlijke producten; het lot van de hiermee afgevoerde stikstof en fosfaat wordt in deze studie niet in beeld gebracht.

In verkenning is aangenomen dat de verliesnormen voor stikstof en fosfaat niet worden overschreden. Een andere aanname is dat daar waar de praktijk in 1998 gemiddeld reeds lagere overschotten voor stikstof en fosfaat realiseert dan de verliesnormen in bepaalde varianten, dat dan die overschotten en bijbehorende bemestingsgegevens als input voor de verkenning zijn gebruikt. De implicaties van deze aannames zijn dat (i) de geanalyseerde stikstof- en fosfaatoverschotten (volgens MINAS) in een variant altijd kleiner zijn dan of gelijk zijn aan de verliesnormen van die variant, en (ii) dat vooral in de varianten A en B gemiddeld genomen met lagere overschotten is gerekend dan de verliesnormen toelaten. Dit laatste geldt vooral voor de akkerbouw, waar het gemiddelde stikstofoverschot in 1998 reeds beneden de stikstofverliesnorm was van de varianten A tot en met F voor bouwland op overige gronden.

5 Belasting van de bodem met stikstof en fosfaat

Oene Oenema, Jan Roelsma en Henk Oosterom (Alterra)

5.1 Resultaten op hoofdlijnen

Aanscherping van de verliesnormen vermindert de netto-belasting van de bodem met stikstof en fosfaat (tabel 5.1). Netto-belasting is hierbij gedefinieerd als de totale aanvoer van stikstof (in de vorm van kunstmest, dierlijke mest en atmosferische depositie, maar gecorrigeerd voor NH₃-emissie die optreedt bij de toediening van mest en kunstmest) en fosfaat (kunstmest en dierlijke mest) op de bodem minus de werkelijke afvoer van stikstof en fosfaat met het geoogste gewas ('soil surface balance'). De netto-belasting is een maat voor de belasting van grondwater en oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw. De belasting van de bodem is vooral in de periode 1985 – 2000 fors afgenomen, voor stikstof met ca 20% en voor fosfaat met ca 30%, samenhangend met de vermindering van het melkquotum en maatregelen in het kader van mest- en ammoniakbeleid (RIVM, 2002).

Tabel 5.1 Berekende gemiddelde netto-belasting van de bodem (soil surface balance) met stikstof en fosfaat (P₂O₅) op landbouwgrond in Nederland volgens STONE bij de varianten A t/m H, in kg ha⁻¹ jaar⁻¹. Ter vergelijking is ook de gemiddelde netto-belasting van de bodem in Nederland en de EU-15 (voor N) weergegeven voor 19- 85-87 en 1995-9; voor N volgens OECD (2001), voor P in Nederland volgens CBS, (2001), voor P in EU naar I Isermann, (1999).

	Varianten								Nederland		EU-15	
	A	B	D1	D2	E	F	G	H	1985	1995	1985-87	1995-97
Stikstof	168	133	119	117	102	120	102	98	313	281	69	58
Fosfaat	35	33	25	27	27	13	12	6	100	72	45	35

De OSPARCOM 'farm gate balance' (OSPARCOM, 1994) is een indicator voor de *totale* belasting van het milieu (grondwater, oppervlaktewater én atmosfeer) met stikstof en fosfaat uit de landbouw. Voor stikstof is het overschot op OSPARCOM-balans dus 40-70 kg ha⁻¹ groter dan het overschot op de soil surface balance, omdat ammoniakemissie in het overschot wordt meegerekend. Voor fosfaat is de OSPARCOM-balans gelijk aan de soil surface balance. De OSPARCOM-balans is een hulpmiddel bij de monitoring van de inspanning van doelgroepen om na te gaan of de 50% emissiereductiedoelstelling wordt gerealiseerd. Bij varianten B, D1, D2, E, F, G en H is de door STONE berekende vermindering van de belasting van het milieu met stikstof en fosfaat uit de landbouw 50% of meer, ten opzichte van 1985, zie tabellen 5.1 en 5.2.

Tabel 5.2. Berekende gemiddelde totale belasting van milieu met stikstof en fosfaat (P_2O_5) door de landbouw in Nederland volgens STONE bij de varianten A t/m H, in $kg\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$, bepaald volgens de OSPARCOM farm gate balance. Ter vergelijking is ook de gemiddelde totale stikstofbelasting van het milieu in Nederland weergegeven voor 1985 en 1995 volgens CBS (2001). Nb. De balans voor fosfaat volgens OSPARCOM komt overeen met die volgens de soil surface balance methode in tabel 8.2.1.

	Varianten								Nederland	
	A	B	D1	D2	E	F	G	H	1985	1995
Stikstof	235	191	173	171	154	174	152	143	412	370
Fosfaat	35	33	25	27	27	13	12	6	100	72

5.2 Resultaten in detail

De berekende netto-belasting van de bodem met stikstof en fosfaat in de situatie waarbij precies aan de (varianten van) verliesnormen wordt voldaan ('normatief opvullen' van de verliesnormen) is weergegeven in tabellen 5.3 en 5.4. Bij grasland is de netto-belasting met stikstof gemiddeld $25\ kg\ ha^{-1}$ lager dan de stikstofverliesnorm (stikstofoverschot), en bij bouwland $35\ kg\ ha^{-1}$ hoger (zie tekstbox vuistregels). De netto-belasting met fosfaat is bij bouwland gemiddeld $15\ kg\ P_2O_5\ ha$ plus de aanvoer via kunstmestfosfaat hoger dan de fosfaatverliesnorm (fosfaatoverschot), indien de verliesnormen op bedrijfsniveau 'normatief' worden gerealiseerd. Bij grasland is netto-belasting met fosfaat gelijk aan de fosfaatverliesnorm plus de aanvoer via kunstmestfosfaat. In de periode 1995-2000 bedroeg de aanvoer van kunstmestfosfaat gemiddeld *ca.* $30\ kg\ P_2O_5\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$.

Tabel 5.3 Berekende netto-belasting van de bodem met stikstof bij de varianten A t/m H als functie van landgebruik (grasland versus bouwland, inclusief maïsland) en bodemtype, indien de verliesnormen 'normatief' (precies) worden gerealiseerd.

Landgebruik	Bodemtype	Netto-belasting per variant, $kg\ N\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$									
		A	B	C	D1	D2	E	F	G	H	
Grasland	Droge zandgronden	275	165	155*	115	115	75	115	75	75	
	Overige gronden	275	195	155	155	155	115	155	115	115	
Bouwland	Droge zandgronden	210	135	135*	95	95	75	95	75	75	
	Overige gronden	210	185	135	135	135	95	135	95	95	

Tabel 5.4 Berekende netto-belasting van de bodem met fosfaat bij de varianten A t/m H als functie van landgebruik en bodemtype, indien de verliesnormen 'normatief' (precies) worden gerealiseerd. Het '+'-teken geeft aan dat de netto belasting hoger is omdat kunstmestfosfaat (variërend van $0-40\ kg\ P_2O_5\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$) niet bij de verliesnormen is inbegrepen. Bouwland is hier gemiddelde van bouwland als maïsland

Landgebruik	Bodemtype	Netto-belasting per variant, $kg\ P_2O_5\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$									
		A	B	C	D1	D2	E	F	G	H	
Grasland	Alle grondsoorten	40+	25+	20+	20+	20+	20+	10	10	1	
Bouwland	Alle grondsoorten	55+	45+	35+	35+	35+	35+	25	25	16	

Vuistregels voor omrekening van verliesnorm naar netto-belasting bodem

Verliesnormen geven de grootte van de heffingvrije stikstof- en fosfaatoverschotten op bedrijfsniveau weer. De stikstofoverschotten zijn een indirecte maat voor de totale stikstof- en fosfaatverliezen naar het milieu, via ammoniakvervluchtiging, uit- en afspoeling naar grondwater en oppervlaktewater, en denitrificatie, gebaseerd op de 'farm-gate balance'. Bij de berekening van de stikstof- en fosfaatoverschotten volgens de MINAS-systematiek wordt deels gebruik gemaakt van forfaitaire waarden, die af kunnen wijken van de werkelijke, gemiddelde, waarden. Ook wordt de stikstofaanvoer via atmosferische depositie niet in beschouwing genomen. De aldus berekende stikstof- en fosfaatoverschotten geven dus niet de werkelijke belasting van het milieu weer.

De netto-belasting van de bodem met stikstof en fosfaat volgt uit de 'soil surface balance', en is een indirecte maat voor de stikstof- en fosfaatverliezen via uit- en afspoeling naar grondwater en oppervlaktewater en via denitrificatie. De netto-belasting van de bodem is een nauwkeuriger, indirecte maat voor de belasting van het grondwater en oppervlaktewater dan de stikstof- en verliesnormen die berekend worden volgens de MINAS-systematiek.

In de modellen FARMIN-STONE worden overschotten berekend volgens MINAS nauwkeurig omgerekend naar netto-belasting van de bodem. Om snel inzicht te krijgen in de gemiddelde relatie tussen overschot volgens MINAS en netto-belasting van de bodem, zijn vuistregels afgeleid. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen grasland en bouwland, en tussen stikstof en fosfaat. (n.b. voor individuele bedrijven kunnen de hieronder genoemde getallen afwijken).

Voor bouwland gelden de volgende relaties als globaal gemiddelde voor heel Nederland (in kg ha⁻¹ jaar⁻¹):

$$\text{Netto-belasting voor stikstof} = N\text{-overschot} + A + B - C = N\text{-overschot} + 35$$

(1)

$$\text{Netto-belasting voor fosfaat} = P\text{-overschot} + D + E = P\text{-overschot} + 15 + P\text{-kunstmest}$$

(2)

Waarbij

A = atmosferische depositie, ca 20 kg N;

B = overschatting werkelijke N-afvoer door forfaitaire N-afvoer; ca 30 kg;

C = ammoniakvervluchtiging bij toediening van mest en kunstmest, ca 15 kg N

D = overschatting werkelijke P-afvoer door forfaitaire P-afvoer; ca 30 kg P₂O₅;

E = aanvoer van fosfaatkunstmest (valt nu buiten MINAS)

Voor grasland gelden de volgende relaties (in kg ha⁻¹ jaar⁻¹):

$$\text{Netto-belasting voor stikstof} = N\text{-overschot} + A - F - G = N\text{-overschot} - 25$$

(3)

$$\text{Netto-belasting voor fosfaat} = P\text{-overschot} + E = P\text{-overschot} + P\text{-kunstmest}$$

(4)

Waarbij

A = atmosferische depositie, ca 20 kg N;

F = gasvormige verliezen uit stallen en mestopslagen: 45 kg (bij 3 GVE en 15 kg per GVE)

G = ammoniakvervluchtiging bij toediening van mest en kunstmest, ca 25 kg N

E = aanvoer van fosfaatkunstmest (valt nu buiten MINAS)

n.b. deze 'vuistregels' zijn niet van toepassing op individuele bedrijven

In de tabellen 5.5 en 5.6 is de netto-belasting van de bodem met stikstof en fosfaat weergegeven zoals berekend door STONE. De berekende netto-belasting is lager dan de 'normatieve' netto-belasting. Vooral bij de varianten A en B is de berekende netto-belasting lager, omdat veel grondgebonden bedrijven (melkveebedrijven en akkerbouwbedrijven in 1998-2000 reeds ruimschoots aan de verliesnormen van varianten A en B voldeden. Verschillen tussen 'aangewezen' droge zandgronden en de 'niet-aangewezen' droge zandgronden (in de STONE hydrologie) zijn 10 tot 20 kg ha⁻¹ jaar⁻¹, terwijl de verschillen bij 'normatieve' belasting variëren van 20 tot 40 kg ha⁻¹ (tabel 5.3). De berekende netto-belasting van de bodem met fosfaat is bij de varianten A, B, D en E lager dan 'normatief' mogelijk zou zijn, gegeven de MINAS-verliesnormen. Voor een verdere toelichting op de verschillen tussen de berekende netto-belasting en de normatieve belasting wordt verwezen naar Schoumans *et al.*, 2002.

Tabel 5.5 De gemiddelde netto-belasting van de bodem met stikstof (inclusief atmosferische depositie) bij de varianten A t/m H volgens STONE, als functie van landgebruik en bodemtype, in kg N ha⁻¹ jaar⁻¹. Bouwland is hier gemiddelde van bouwland als maïsland.

Landgebruik	Bodemtype	Netto-belasting per variant, kg N ha ⁻¹ jaar ⁻¹									
		A	B	C	D1	D2	E	F	G	H	
Grasland	Aangewezen droge zandgronden	252	173	n.a.	142	137	111	142	112	106	
	Niet-aangewezen droge zandgronden	238	177		154	152	132	154	132	n.a.	
	Overige gronden	219	171	n.a.	152	152	132	153	132	134	
Bouwland	Aangewezen droge zandgronden	120	85	n.a.	68	69	65	68	65	62	
	Niet-aangewezen droge zandgronden	117	87		80	82	68	81	68	n.a.	
	Overige gronden	114	96	n.a.	87	88	76	88	76	75	

Tabel 5.6 De gemiddelde netto-belasting van de bodem met fosfaat bij de varianten A t/m H volgens STONE, als functie van landgebruik en bodemtype, in kg P₂O₅ ha⁻¹ jaar⁻¹. Bouwland is hier gemiddelde van bouwland als maïsland.

Landgebruik	Bodemtype	Netto-belasting per variant, kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ jaar ⁻¹									
		A	B	C	D1	D2	E	F	G	H	
Grasland	Aangewezen droge zandgronden	52	27	n.a.	28	20	19	10	8	2	
	Niet-aangewezen droge zandgronden	42	28		26	24	25	12	11	n.a.	
	Overige gronden	35	25	n.a.	25	23	23	14	12	11	
Bouwland	Aangewezen droge zandgronden	35	37	n.a.	17	23	23	12	13	4	
	Niet-aangewezen droge zandgronden	33	39		17	30	30	13	12	n.a.	
	Overige gronden	35	42	n.a.	27	35	37	13	13	4	

Implementatie van verliesnormen vermindert vooral de netto-belasting van maïsland (Schoumans *et al.*, 2002). In het verleden werd maïsland vaak fors bemest, vooral op bedrijven met (te) veel mest. Het gewas maïs geeft namelijk geen negatieve response op een (te) hoge mestgift. Bij aanscherping van verliesnormen wordt het economisch aantrekkelijk om de beschikbare mest (en kunstmest) vooral aan grasland toe te dienen en niet op maïsland, omdat gras meer behoefte heeft aan (een grotere response geeft op) stikstof dan maïs.

Bij grasland op zand- en kleigronden accumuleert een deel van de stikstof van de netto-belasting in de bodem als organische gebonden stikstof (Schoumans, *et al.*, 2002). Voor maïsland en bouwland op zandgrond is het omgekeerde het geval; voor deze gronden is berekend dat de voorraad organisch gebonden stikstof enigszins afneemt door netto-mineralisatie, ongeacht variant. De consequentie van deze dynamiek is dat bij omzetting van grasland in bouwland (of maïsland) netto-mineralisatie plaatsvindt, die tijdelijk gepaard kan gaan met extra stikstofverliezen indien niet wordt geanticipeerd op deze versterkte netto-mineralisatie. MINAS en de varianten van verliesnormen kunnen de verhouding tussen grasland en maïsland beïnvloeden, maar het is nog onduidelijk in welke mate dat zal gebeuren. In deze verkenning is geen rekening gehouden met veranderingen in landgebruik; aangenomen is dat de verhouding grasland : maïsland : bouwland gelijk blijft, en dat grasland, maïsland en bouwland op dezelfde plaats blijven.

In de modelberekeningen is rekening gehouden met netto-mineralisatie bij veengronden. Jaarlijks wordt 100-300 kg organisch gebonden stikstof en 10-30 kg organische gebonden fosfaat (P_2O_5) ha^{-1} omgezet in anorganisch (minerale) stikstof en fosfaat. De grootte van de netto-mineralisatie is afhankelijk van grondwaterstand (en weersomstandigheden) en de samenstelling van het veen. De mineralisatie in veengronden draagt bij aan de belasting van het oppervlaktewater, vooral indien bij de bemesting geen rekening wordt gehouden met netto-mineralisatie.

6. Belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat *Oene Oenema, Jan Roelsma en Henk Oosterom (Alterra)*

6.1 Resultaten op hoofdlijnen

Aanscherping van verliesnormen leidt tot vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw, zie tabel 6.1. De vermindering ten opzichte van het referentiejaar 1985 varieert voor stikstof van 13 tot 38 % en voor fosfor van 12 tot 27%, afhankelijk van variant. De vermindering ten opzichte van de referentievariant A varieert voor stikstof van 15 tot 25 % en voor fosfor van 1 tot 15%. De bandbreedte geeft ook aan dat de variatie tussen jaren groot kan zijn, samenhangend met weersverschillen. Varianten A en B hebben een relatief fors effect op de vermindering van de belasting met stikstof, samenhangend met de forse afname in de netto-belasting van de bodem, zie tabel 5.1.

De relatieve vermindering van de belasting van het oppervlaktewater is echter minder groot dan de relatieve vermindering van de netto-belasting van de bodem. Dit wordt veroorzaakt door een combinatie van de volgende factoren:

- Landbouwgronden belasten het oppervlaktewater vooral in 'laag' Nederland, d.w.z. in noord, west, zuid-west en centraal Nederland, waar bouwland het dominante landgebruik is. Op bouwland vermindert de netto-belasting van de bodem minder dan gemiddeld over alle landgebruik, zie tabellen 5.5 en 5.6.
- Droge zandgronden met lagere verliesnormen komen in 'laag' Nederland minder voor dan in 'overig' Nederland.
- De belasting van het oppervlaktewater met fosfaat wordt primair bepaald door fosfaatverzadigingsgraad van de bodem, hydrologie en kwel en niet door fosfaatoverschot. Het fosfaatoverschot bepaalt wel de snelheid waarmee de fosfaatverzadigingsgraad verandert (toeneemt) en daarmee de belasting van het oppervlaktewater op (lange) termijn.
- De absolute bijdrage van nutriëntenrijke kwel uit de ondergrond (achtergrondbelasting) is relatief groot (gemiddeld 25-50%) en verandert op korte termijn niet of nauwelijks met verandering van variant van verliesnormen.

Aanscherping van verliesnormen voor stikstof van variant A naar variant B vermindert de belasting van het oppervlaktewater met 5 tot 10 kg stikstof ha⁻¹ jaar⁻¹, afhankelijk van landgebruik en grondwatertrap (Gt). Aanscherping van variant B naar variant D1 vermindert de belasting van het oppervlaktewater met ca. 5 kg, en aanscherping van variant D1 naar variant H ook met ca. 5 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹. Vermindering is het grootst bij bouwland en maïsland. Bij lage Gt zijn de maximale verschillen tussen varianten 25 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ en bij hoge Gt 5 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹.

Aanscherping van de verliesnormen voor fosfaat geeft op korte termijn een vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met fosfor van maximaal 1 à 2 kg fosfor ha⁻¹ jaar⁻¹. Vermindering is het grootst bij bouwland en maïsland. De belasting van het oppervlaktewater met fosfaat uit landbouwgronden wordt vooral bepaald door de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem en door hydrologie

(grondwatertrap). Hydrologische maatregelen, bijvoorbeeld in het kader van natuurontwikkeling en ‘vernatting’, leiden dan ook tot forse veranderingen (verhoging) van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Varianten van verliesnormen beïnvloeden de ophoping van fosfaat in de bodem, en daardoor dus ook de mogelijkheden voor ontwikkeling van natte natuur (in de toekomst).

De ruimtelijke variatie in belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat is groot. De spreiding wordt vooral veroorzaakt door ruimtelijke variaties in grondwaterstand en fosfaatverzadiging van de bodem. Verschillen tussen jaren zijn eveneens groot; in een ‘nat’ jaar is de belasting soms meer dan een factor 2 groter dan in een ‘droog’ jaar.

Verliesnormen 2002 (variant B)

Bij variant B neemt de belasting van het oppervlaktewater met stikstof uit landbouwgronden af met 15-25 %, zowel ten opzichte van het referentiejaar 1985 als de referentievariant A. De belasting met fosfaat vermindert met 4% ten opzichte van het referentiejaar 1985 en met ca. 1% ten opzichte van de referentievariant A. Regionaal komen ook grote verschillen voor.

Verliesnormen 2003 (varianten D1, D2 en C)

Aanscherping van de verliesnormen 2002 (variant B) naar verliesnormen 2003 (varianten D1, D2) leidt tot een vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met stikstof uit landbouwgronden van ca. 4%. De belasting met fosfaat vermindert met ca 6% ten opzichte van de referentievariant A.

Verdergaande varianten (varianten E, F, G en H)

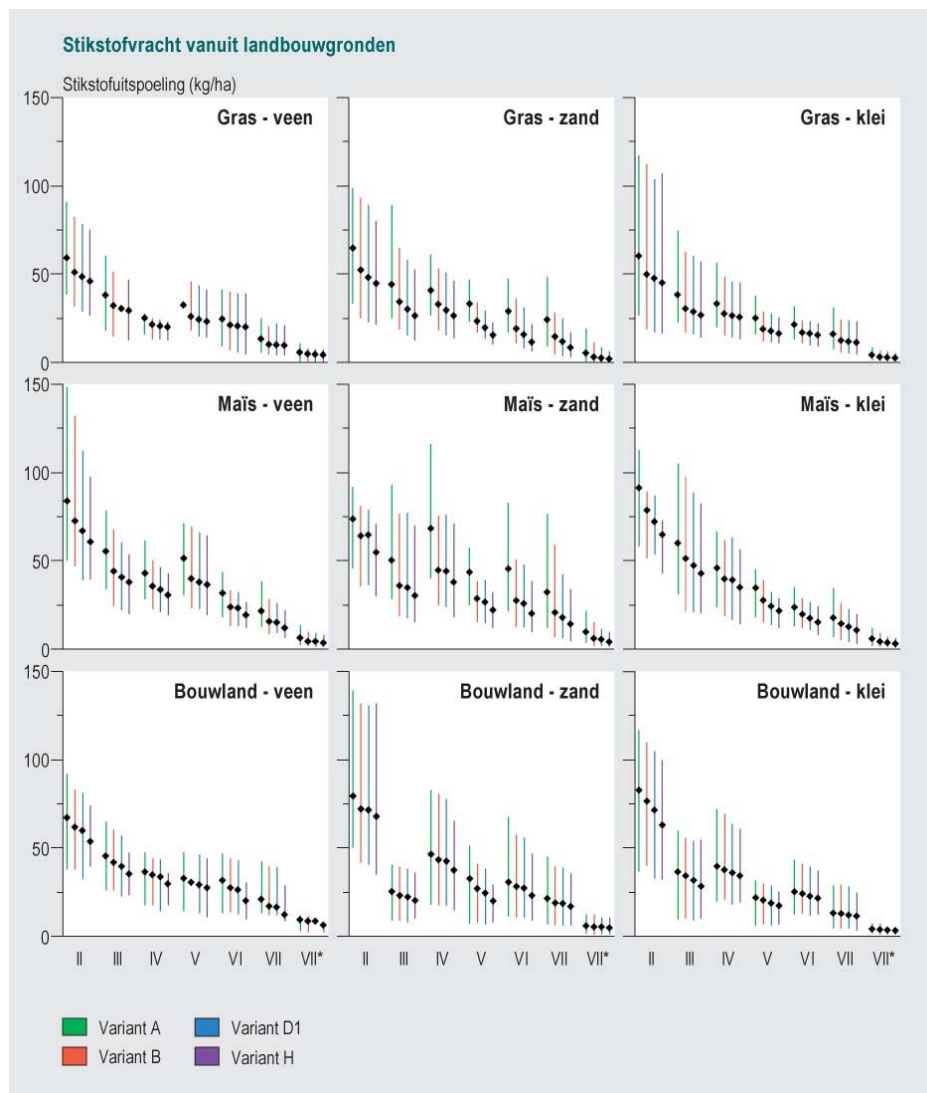
Bij varianten E, G en H neemt de belasting van het oppervlaktewater met stikstof uit landbouwgronden af met ca. 25% ten opzichte van de referentievariant A. Bij varianten F, G en H is de afname in de belasting met fosfaat 10-20% ten opzichte van referentievariant A. Deze afname is echter onzeker, mede omdat het modelinstrumentarium onvoldoende getoetst is in situaties met een gering fosfaatoverschot over een lange periode, zoals bij varianten E, F, G en H.

6.2 Resultaten in detail

De belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw wordt beïnvloed door de varianten van verliesnormen, maar vooral ook door hydrologie (en dus grondwatertrap). De totale belasting is de resultante van de hoeveelheid (flux) bodemwater die uitstroomt naar het oppervlaktewater en de concentraties van stikstof en fosfaat in dat water. Neerslagoverschot en hydrologische omstandigheden bepalen de flux en de ouderdom van het water. Varianten van verliesnormen, grondsoort en landgebruik beïnvloeden vooral de concentraties van stikstof en fosfaat in dat water, vooral in het ‘jonge’ water.

Belasting van het oppervlaktewater met stikstof

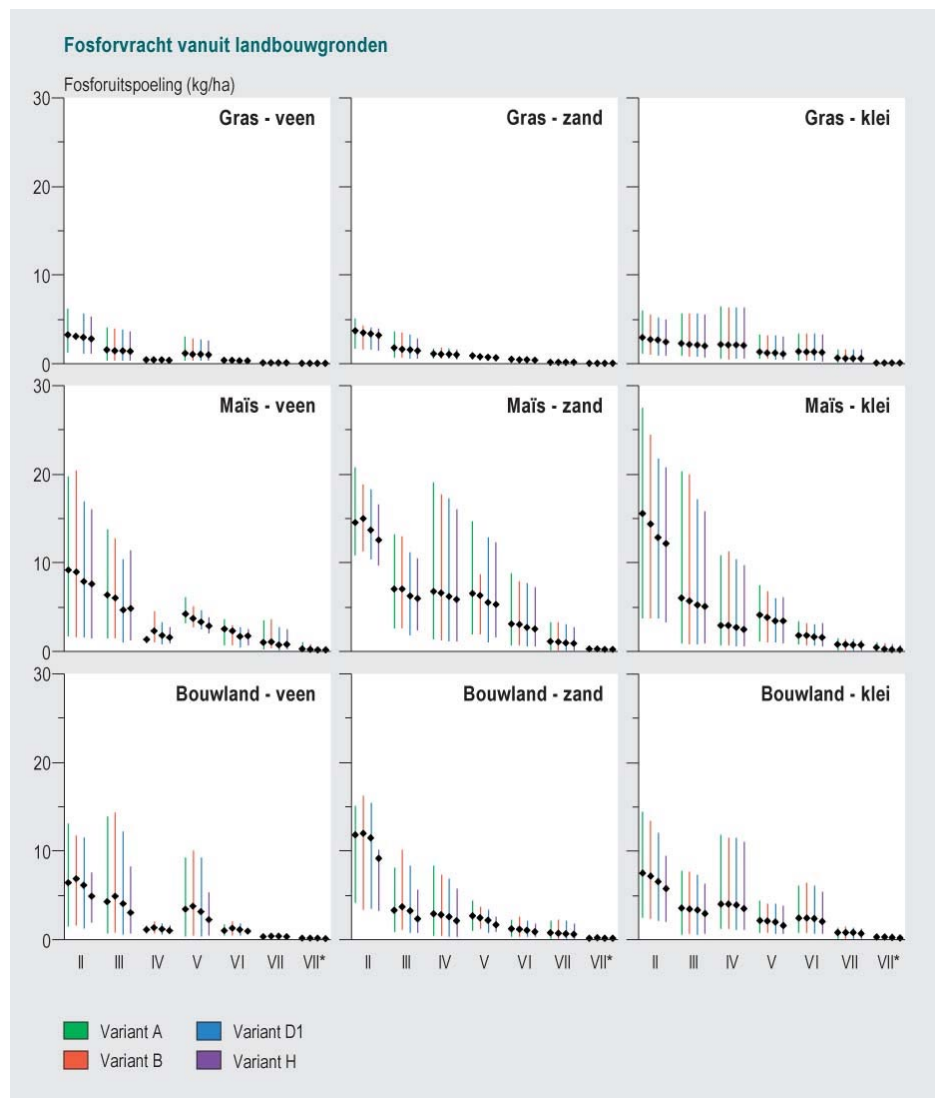
De totale *stikstofvracht* uit landbouwgrond naar het oppervlaktewater, uitgesplitst naar grondsoort, landgebruik en Gt, is weergegeven in figuur 6.1. De totale stikstofvracht is afhankelijk van Gt. De gemiddelde stikstofvracht varieert tussen 50 en 100 kg ha⁻¹ bij Gt I, II en III, en tussen 5 en 40 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ bij Gt VI, VII en VII*. De hoge belasting bij lage Gt wordt mede veroorzaakt door nutriëntenrijke kwel uit de ondergrond. Kwel speelt vooral in laaggelegen polders een rol.



Figuur 6.1 Berekende stikstofvracht vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater in 2030 (voortschrijdend 15-jaarsgemiddelde), als functie van grondwatertrap (Gt), grondsoort (veengronden, zandgronden en kleigronden) en landgebruik (grasland, maïsland en bouwland), bij de varianten A, B, D1 en H. De stikstofvrachten zijn weergegeven als gemiddelde (bolletje) en als 5- en 95-percentielwaarden (verticale lijnen rondom de mediaan) als maat voor de variatie binnen een combinatie van landgebruik-grondsoort-Gt.

Belasting van het oppervlaktewater met fosfor

De totale fosforvracht uit landbouwgrond naar het oppervlaktewater, uitgesplitst naar grondsoort, landgebruik en Gt, is weergegeven in figuur 6.2. De gemiddelde fosforvracht varieert tussen 5 en 8 kg P ha⁻¹ bij Gt I en II, en is minder dan 1 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹ bij Gt VII en VII*. De hoge belasting bij lage Gt's wordt deels veroorzaakt door fosfaatrijke kwel uit de ondergrond. Tussen Gt III en Gt VI varieert de gemiddelde fosforvracht tussen 2 en 3 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹.



Figuur 6.2 Berekende fosforvracht vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater in 2030 (voortschrijdend 15-jaarsgemiddelde), als functie van grondwatertrap (Gt), grondsoort (veengronden, zandgronden en kleigronden) en landgebruik (grasland, maïsland en bouwland), bij de varianten A, B, D1 en H. De fosforvrachten zijn weergegeven als gemiddelde (bolletje) en als 5- en 95-percentielwaarden (verticale lijnen rondom de mediaan), als maat voor de variatie binnen een combinatie van landgebruik-grondsoort-Gt.

Het effect van de varianten van verliesnormen varieert tussen 0 en 1 (maximaal 2) kg ha⁻¹ jaar⁻¹. Op termijn zullen de verschillen tussen varianten toenemen, omdat de toename in het areaal fosfaatverzadigde gronden verschilt tussen de varianten. De toename in het areaal fosfaatverzadigde gronden neemt af in de volgorde A > B > C = D1 = D2 = E > F = G > H. Verschillen tussen de varianten B, D, F/G en H in fosfaatbelasting van het oppervlaktewater zullen op een termijn van eeuwen daardoor steeds groter worden (Schoumans *et al.*, 2002).

Effect van landgebruik op belasting oppervlaktewater

De belasting door maïsland en bouwland is gemiddeld hoger dan de belasting door grasland. Maïsland en bouwland zijn voor een groot deel van het jaar onbegroeid waardoor uitspoeling en oppervlakkige afstroming ('overland flow') groter is op maïsland en bouwland dan op grasland. Het telen van een nagewas of tussengewas (variant C) bij maïs, granen en zo mogelijk bij hakvruchten na een vroege oogst vermindert de oppervlakkige afspoeling en daardoor de belasting van het oppervlaktewater. Het na de oogst losmaken van de bodem in bijvoorbeeld wielsporen vermindert eveneens de oppervlakkige afstroming.

Vernatting van landbouwgrond door bijvoorbeeld verhoging van slootpeil, ten behoeve van natuurontwikkeling, verhoogt in het algemeen de belasting van het oppervlaktewater met fosfor, afhankelijk van de hydrologie, zie tekstbox. Vernatting van landbouwgrond vermindert het fosfaatbindend vermogen van de grond, verandert de relatieve verhoudingen tussen transportroutes naar grondwater en oppervlaktewater, en kan de hoeveelheid kwel (in bijvoorbeeld polders) doen verminderen. Bij geen kwel leidt vernatting tot verhoging van de belasting, bij veel kwel kan door vernatting de belasting van het oppervlaktewater met fosfaat verminderen.

Verandering belasting oppervlaktewater door bestrijding van verdroging

Maatregelen tegen verdroging en de geplande ontwikkelingen van grondwateronttrekkingen leiden tot een verandering in de waterhuishouding die van invloed is op de afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater. Volgens modelberekeningen 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. In ongeveer 50% van het onderzochte areaal van 4000 km² neemt deze met meer dan 15% toe 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. Ook de invloed op de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater is klein. Meer gedetailleerde modelstudies voor het stroomgebied van de Schuitembeek laten zien dat, afhankelijk van het type vernattingsmaatregelen, de fosforvrucht met 50-250% kan toenemen en de stikstofvrucht met 30-40 %.

Belasting van het oppervlaktewater door overige bronnen

De totale belasting van het oppervlaktewater door overige bronnen is vermeld in tabel 6.1. De lozingen door de industrie zijn vooral in de periode 1985-2000 sterk gedaald. Ook de lozing van fosfor in het effluent van rioolzuiveringsinstallaties (RWZI's) is in de periode 1985-2000 sterk gedaald. De totale belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor door de andere bronnen daalt tussen 1985 en 2030 met meer dan 50% (behalve voor stikstof uit RWZI's).

Tabel 6.1 Veranderingen in de belasting van het oppervlaktewater door overige bronnen in de periode 1985 – 2030. Belasting is weergegeven in miljoen kg stikstof (N) en fosfor (P) jaar⁻¹.

Bron	Stikstof			Fosfor		
	1985	2000	2030	1985	2000	2030
Industrie	20	5	4	13,4	1,5	0,7
RWZI's	38	30	23	10,8	2,9	2,8
Overstorten	2	1	1	0,1	0,1	0,1
Ongezuiverde riolering	6	0	0	1,2	0	0
Huishoudens	2	1	<1	0,6	0,1	<0,1
Regenwaterriool	1	1	1	<1	<1	<1
Atmosferische depositie	~	5	4	<0,1	<0,1	<0,1
Totaal overige bronnen, uitgezonderd atm. dep.	70	43	33	26	5	4
Totaal, in % van 1985	100	61	47	100	19	15

Aanvoer van stikstof en fosfor via grensoverschrijdende rivieren

De aanvoer van stikstof en fosfor via de grote grensoverschrijdende rivieren is vermeld in tabel 6.2. Tussen 1985 en 2000 is de aanvoer van fosfor met meer dan 50% verminderd, en die voor stikstof met ruim 25%. Vooral de aanvoer via de Rijn is afgenomen. Ramingen voor het jaar 2030 geven een verdere vermindering met bijna 25 % voor de aanvoer van stikstof, maar voor fosfaat is geen vermindering aangegeven (Stam *et al.*, 2002). Bij de ramingen voor 2030 is rekening gehouden met verwachte saneringen van lozingen door industrie en RWZI's, en ook met vermindering van de belasting van het oppervlaktewater door de landbouw in omliggende landen.

*Tabel 6.2 Veranderingen in de aanvoer bij de Nederlandse grens van grensoverschrijdende vrachten aan stikstof en fosfaat via rivieren in de periode 1985 en 2030, in miljoen kg N en P jaar⁻¹. Gegevens voor de periode 1985-2000 zijn gebaseerd op metingen en voor 2030 op ramingen (Stam *et al.*, 2002)*

Rivieren	Stikstof			Fosfor		
	1985	2000	2030	1985	2000	2030
Rijn	391	255	196	36	14	14
Maas	29	40	31	3	2	3
Schelde	35	39	30	4	3	2
Totaal	455	334	257	43	19	19

Totale belasting van het oppervlaktewater door landbouw en overige bronnen

Aanscherping van de verliesnormen leidt tot een relatieve vermindering van de bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater, zie tabel 6.3. De bijdrage van de landbouw aan de belasting met stikstof vermindert tot 57% en die van fosfor tot 44% bij implementatie van de meest vergaande variant H. Bij varianten B en D1 is de bijdrage van landbouwgrond aan de totale belasting voor stikstof respectievelijk 61 en 59% en voor fosfor respectievelijk 48 en 47%. De bijdrage van de landbouw blijft dus relatief hoog, ongeacht variant.

Tabel 6.3. Relatieve bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor bij de varianten A t/m H. Belasting is weergegeven als 15-jaargemiddelde voor het jaar 2030, in procent van de totale belasting. Rivieren zijn niet bij de totale belasting in beschouwing genomen.

Varianten	Stikstof, in % van totaal ¹⁾	Fosfor, in % van totaal ²⁾
A	65	49
B	61	48
D1	59	47
D2	59	47
E	58	47
F	59	45
G	57	45
H	57	44

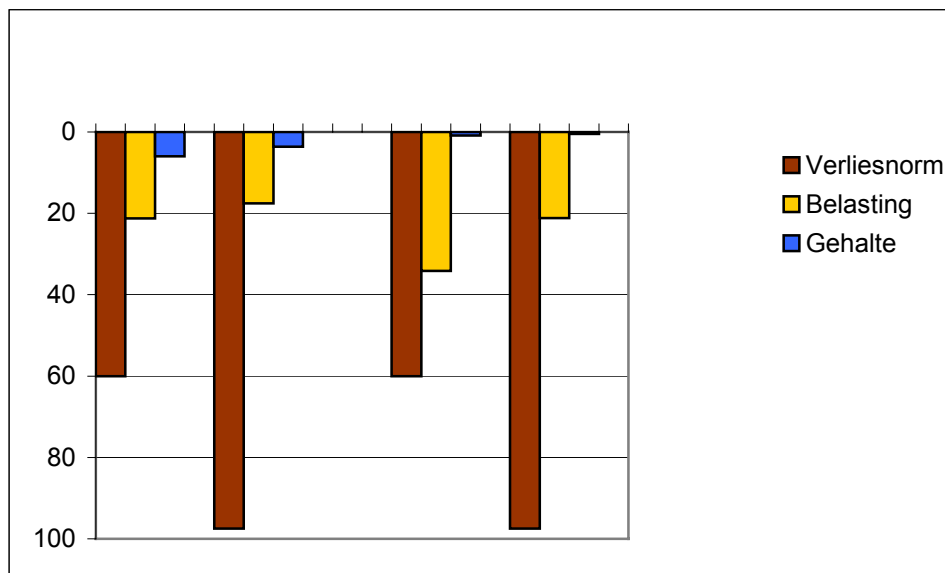
1) Inclusief 33 miljoen kg stikstof uit overige bronnen (zie tabel 6.2)

2) Inclusief 4 miljoen kg fosfor uit overige bronnen (zie tabel 6.2)

7 Zoete Rijkswateren

Gert Stam, Jan Eulen en Sacha de Rijk (RIZA)

- Een vergaande aanscherping van de verliesnormen zoals gedefinieerd in variant H leidt ten opzichte van de referentievariant A tot nauwelijks lagere concentraties aan stikstof en fosfor in de grote zoete Rijkswateren.
- Modelberekeningen geven aan dat de stikstofconcentratie in het IJsselmeer beneden het MTR komt, ongeacht de beschouwde variant. In de zomer wordt de streefwaarde benaderd.
- De concentratie aan fosfor in het IJsselmeer ligt voor de beschouwde varianten op het niveau van het MTR.



Figuur 7.1 Relatieve verschillen van variant H ten opzichte van variant A voor het jaar 2030 voor het IJsselmeer (links, stikstof en fosfor) en de Nieuwe Waterweg (rechts, stikstof en fosfor).

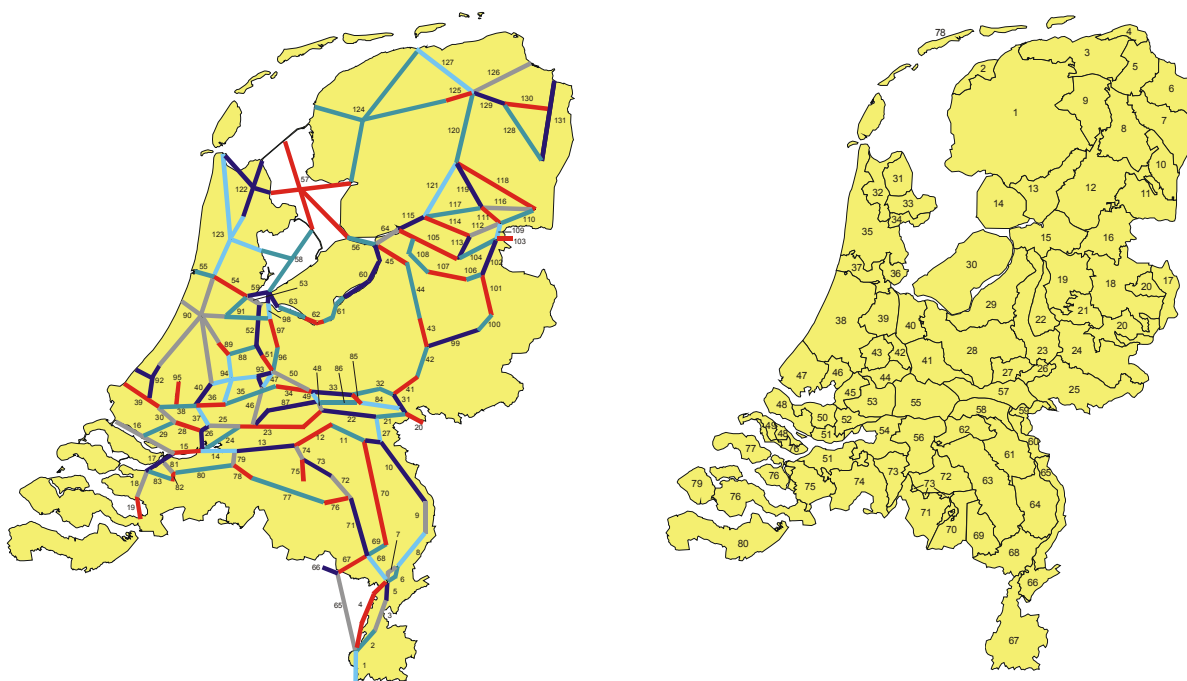
7.1 Methode

De effecten van de verschillende varianten van verliesnormen op de kwaliteit van zoete Rijkswateren zijn doorgerekend met het model STOFSTROMEN. Het model berekent per decade de concentraties aan de hand van de waterbeweging en de belasting op de segmenten (per decade worden twee rekenstappen uitgevoerd). Dit betekent dat voor elk segment een sluitende waterbalans bekend moet zijn met in- en uitgaande debieten en de richting van de waterstroom (van welk segment naar welk segment en hoeveel). Hiervoor worden de resultaten van het model DM (distributie model) gebruikt.

Het model STOFSTROMEN bestaat uit twee onderdelen. In deze studie is alleen gebruik gemaakt van het onderdeel dat de nutriënten concentratie met de bijbehorende algenactiviteit simuleert.

STOFSTROMEN genereert een redelijke schatting van de werkelijke concentraties in het oppervlaktewater. Desalniettemin worden de resultaten van het model vaak alleen gebruikt om veranderingen in concentraties als gevolg van beleidsmatige ingrepen inzichtelijk te maken.

Het Nederlandse oppervlaktewater is voor het model geschematiseerd op twee niveaus. De grotere wateren, zoals de rivieren en het IJsselmeer, zijn geschematiseerd in een netwerk van aan elkaar gekoppelde segmenten, zie ook onderstaande figuur. De kleinere wateren, zoals sloten, plassen, kanalen, zijn door middel van districten geschematiseerd. Nederland is hiertoe in 80 zogenoemde PAWN-districten opgedeeld. De districten zijn gekoppeld aan het netwerk van segmenten.



Figuur 7.2 Schematisatie binnen STOFSTROMEN van grote zoete oppervlaktewater in segmenten (links) en van kleinere oppervlaktewateren in districten (rechts).

Wat betreft de uit- en afspoeling van nutriënten vanaf percelen is het model STOFSTROMEN gevoed met resultaten van STONE voor de jaren 2010, 2020 en 2030.

Met STOFSTROMEN zijn de concentraties in oppervlaktewater bepaald voor de referentievariant (A), variant D1 (voorgenomen beleid vanaf 2003) en de vergaande variant voor de verliesnormen (H). Hiertoe zijn de resultaten van STONE (Schoumans *et al.* 2002) geaggregeerd naar PAWN-districten. Bij de aggregatie is rekening gehouden met (ontwikkelingen in) het gebruik van de bodem. Gelet op de bewerkelijkheid van deze methode is uitgegaan van de jaarbalansen uit STONE.

Voor de overige bronnen, industriële emissies, communale lozingen en atmosferische depositie is uitgegaan van de gegevens van Emissieregistratie (Stam *et al.* 2002). De aanvoer van nutriënten met de grensoverschrijdende rivieren is overgenomen uit rapportages van de betreffende stroomgebiedcommissies (Stam *et al.* 2002). In alle gevallen gaat het om jaarvrachten.

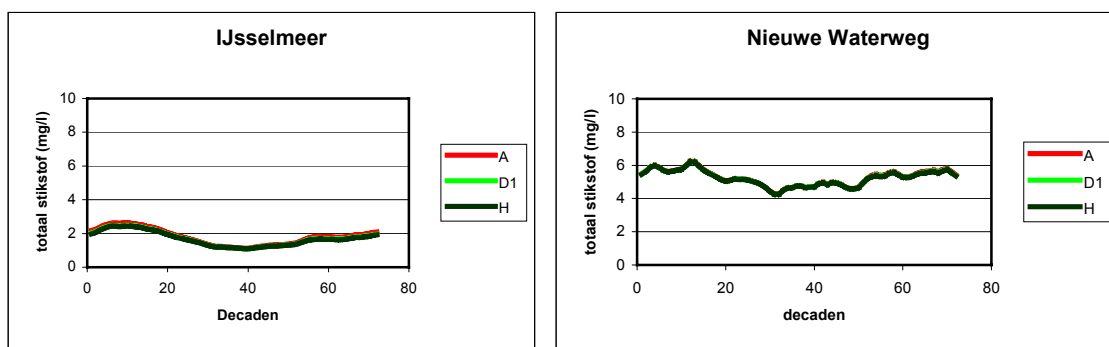
Deze jaarvrachten zijn met behulp van de hydrologische gegevens voor het jaar 1996 gedesaggregeerd naar decadewaarden.

De resultaten van de berekeningen met STOFSTROMEN hebben mede als invoer gediend voor de berekeningen met het model WATERPLANNER (kleine oppervlaktewateren) en GEM (kuststrook).

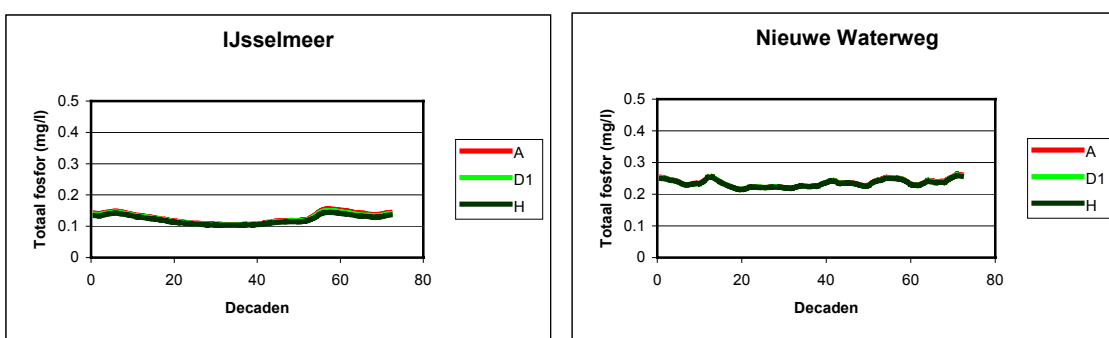
7.2 Resultaten

De resultaten van STOFSTROMEN voor de varianten A, D1 en H staan in de figuren 7.3 en 7.4 weergegeven. Uit figuur 7.3 kan worden afgelezen dat het concentratie aan stikstof in het IJsselmeer varieert van *ca.* 3 mg l⁻¹ in de winter tot *ca.* 1.5 mg l⁻¹ in de zomer. Voor de Nieuwe Waterweg bedragen deze concentraties respectievelijk 6 mg/l en 4 mg/l. De concentratie aan fosfor in het IJsselmeer varieert van circa 0.15 mg l⁻¹ in de winter tot circa 0.10 mg l⁻¹ in de zomer. Voor de Nieuwe Waterweg bedraagt het concentratie gedurende het jaar circa 0.25 mg l⁻¹.

Opvallend is het geringe verschil tussen de varianten van verliesnormen, respectievelijk de jaren. Dit kan worden verklaard door het relatief grote aandeel van de aanvoer van nutriënten met de grensoverschrijdende rivieren.



Figuur 7.3 Gemodelleerde concentraties van stikstof in het IJsselmeer en de Nieuwe Waterweg voor de varianten A, D1 en H voor 2030.



Figuur 7.4 Gemodelleerde concentraties aan fosfor in het IJsselmeer en de Nieuwe Waterweg voor de varianten A, D1 en H betrokken op de jaren 2010, 2020 en 2030.

In de tabellen 7.1a en 7.1b is een overzicht gegeven van de zomergemiddelde concentraties aan nutriënten in het IJsselmeer en de Nieuwe Waterweg.

Tabel 7.1a Berekende zomergemiddelde concentraties aan stikstof in het IJsselmeer en de Nieuwe Waterweg voor verschillende varianten van verliesnormen voor de jaren 2010, 2020 en 2030.

Variant van verliesnorm	IJsselmeer			Nieuwe Waterweg		
	2010	2020	2030	2010	2020	2030
A	1.8	1.8	1.8	5.3	5.3	5.3
D1	1.7	1.7	1.7	5.2	5.2	5.2
H	1.7	1.7	1.7	5.2	5.2	5.2

Tabel 7.1b Berekende zomergemiddelde concentraties aan fosfor in het IJsselmeer en de Nieuwe Waterweg voor verschillende varianten van verliesnormen voor de jaren 2010, 2020 en 2030.

Variant van verliesnorm	IJsselmeer			Nieuwe Waterweg		
	2010	2020	2030	2010	2020	2030
A	0.13	0.13	0.13	0.24	0.24	0.24
D1	0.13	0.12	0.12	0.23	0.23	0.23
H	0.12	0.12	0.12	0.23	0.23	0.23

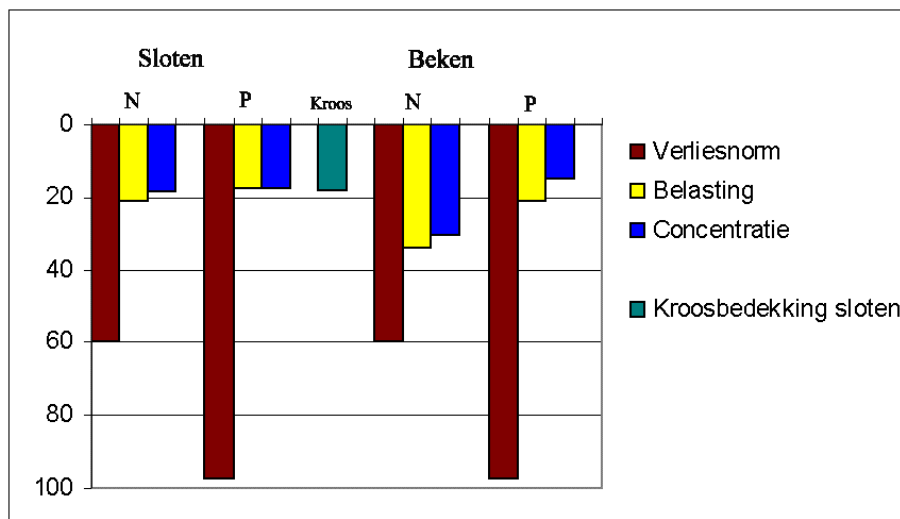
Met STOFSTROMEN worden voor het jaar 1996 2.5 mg l⁻¹ en 5.2 mg l⁻¹ als jaargemiddelde concentraties aan stikstof in het IJsselmeer berekend. Voor fosfor bedragen deze concentraties respectievelijk 0.14 en 0.34 mg l⁻¹. De veranderingen in de concentraties aan stikstof en fosfor zijn voor een belangrijk deel het gevolg van saneringen die in het buitenland doorgevoerd zullen worden (Stam *et al.*, 2002).

Uit de tabellen kan worden afgeleid dat het IJsselmeer voor varianten A, D1 en H zal voldoen aan het MTR voor stikstof. Uit figuur 7.3 kan worden afgelezen dat gedurende de zomer de streefwaarde binnen bereik komt. Voor fosfaat geven de resultaten voor de varianten van verliesnormen aan dat de concentratie rond het MTR fluctueert. Daarnaast kan worden geconstateerd dat de landelijke streefwaarde voor fosfor voor de beschouwde varianten buiten bereik is.

8 Zoete regionale wateren

Lowie van Liere, Frits Kragt, Rick Wortelboer, Peter Cleij, Remko Roosenboom, Jan Janse (RIVM)

- De vergaande aanscherping van de verliesnormen in de variant H ten opzichte van de referentievariant A leidt in 2030 tot een geringe afname van de belasting van het oppervlaktewater.
- De daling van de belasting van het oppervlaktewater is zo klein (<20%) dat de waterkwaliteit in sloten niet of nauwelijks beïnvloed wordt.
- Omdat de randvoorwaarden (slootconcentraties van nutriënten) nauwelijks veranderen zijn er vrijwel geen ecologische effecten.
- De kroosbedekking blijft onverminderd hoog.
- De STONE 2.0 berekeningen van de uit- en afspoeling naar het oppervlaktewater zijn laag in vergelijking met metingen in het oppervlaktewater van sloten.
- De nutriëntenconcentraties in beken dalen, de daling bij variant H is ongeveer twee keer zo groot is als bij variant A
- Stikstofconcentraties dalen meer dan fosforconcentraties
- De STONE 2.0 berekeningen voor de concentraties in af- en uitspoeling naar beken zijn hoog in vergelijking met gemeten waarden
- Het effect op de waterkwaliteit als gevolg van veranderingen in de verliesnormen verschilt per watertype.



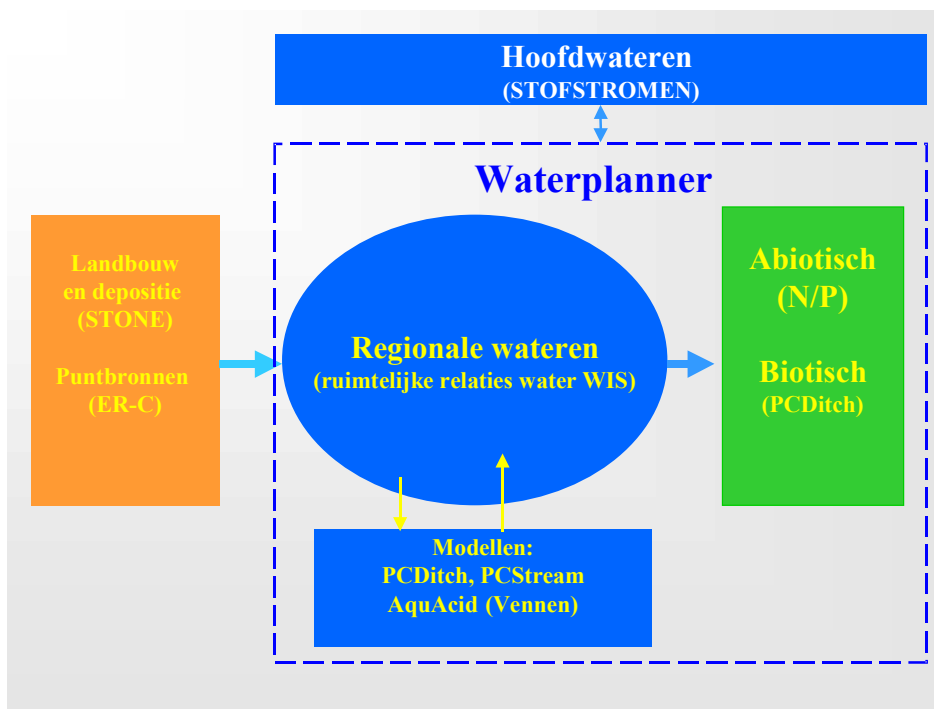
Figuur 8.1. Relatieve verschillen (%) voor stikstof en fosfor van variant H ten opzichte van A in 2030 in de grootte van de verliesnormen, in belasting van het water door uit- en afspoeling en in concentraties in sloten en beken. Daarnaast is de verandering in kroosbedekking van sloten weergegeven.

8.1 Belasting zoete regionale wateren

8.1.1 WaterPlanner

De WaterPlanner bestaat uit een keten van modellen en data, waarmee de abiotische en biotische toestand van het regionale oppervlaktewatersysteem bepaald kan worden op grond van belasting van het oppervlaktewater en watersysteemeigenschappen, zoals afwateringseenheden en -relaties, waterloopdiepte en -breedte, verblijftijd en bodemtype. De belasting vanuit de verschillende bronnen wordt door de Waterplanner vertaald naar de belasting van het oppervlaktewater per afwateringseenheid (basis-element van het Waterstaatskundig Informatie Systeem WIS): in hoog Nederland een deelstroomgebied van een beek, in laag Nederland een peilgebied in een polder.

In het kader van de evaluatie van de Meststoffenwet zijn de *belasting* van en de *concentratie* in het regionale oppervlaktewater berekend en als ecologische indicator voor sloten de *kroosbedekking* (figuur 8.2). Invoer voor de WaterPlanner zijn de belastingsberekeningen afkomstig uit andere modellen: uit- en afspoeling vanuit de bodem (STONE 2.0), inlaat van water (STOFSTROMEN), belasting door overige bronnen en atmosferische depositie (OPS). De mogelijkheid om biotische effectmodules aan te koppelen is aanwezig, maar in het kader van de evaluatie van de Meststoffenwet niet gebruikt.



Figuur 8.2. De WaterPlanner en zijn omgeving in de evaluatie van de Meststoffenwet.

De oppervlaktewaterproces-modellen, waaronder PCDitch (versie 1.22b gecalibreerd op de zand- en klei-proefsloten van de Sinderhoeve {Alterra} met verschillende belastingen) berekenen vervolgens de concentraties en enkele ecologische effecten, zoals

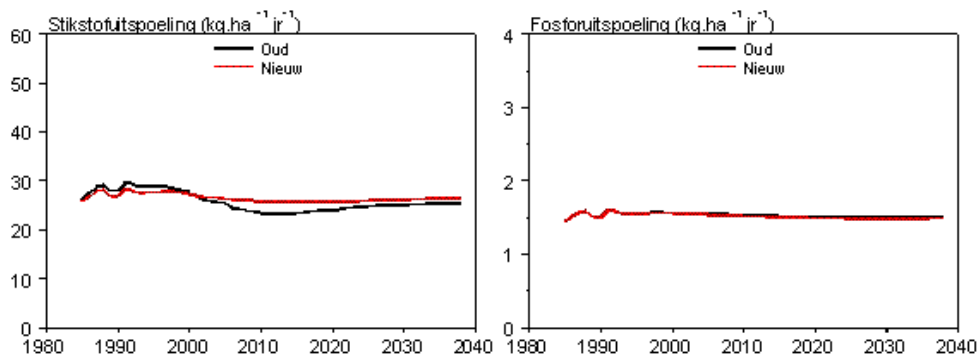
kroosbedekking en onderwaterplanten, in het oppervlaktewater (hoofdstuk 7.2). Voor beken werd het model PCStream versie 1.6 gebruikt (hoofdstuk 7.3). Voor vennen speelt voornamelijk de atmosferische depositie een rol (hoofdstuk 7.4).

8.1.2 STONE

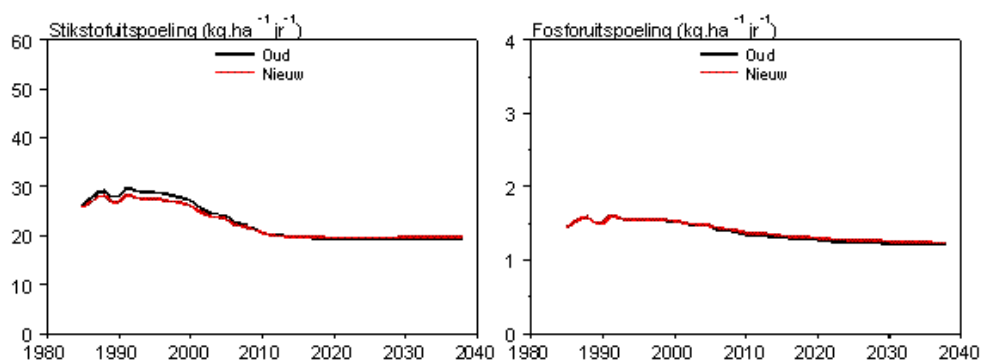
Voor de berekeningen van de evaluatie van de Meststoffenwet is de december versie van STONE 2.0 gebruikt. Deze wijkt af van de juni versie van STONE 2.0, die voor de Natuurverkenningen is gebruikt (zie ook hoofdstuk 7.3).

Door de Waterplanner zijn de referentie variant A voor het jaar 2000 en 2030 en de vergaande variant H voor 2030 doorgerekend. De varianten B en D1 zijn niet doorgerekend. Gezien het geringe verschil in belasting stikstof en fosfor van de variant B t.a.v. A zullen A en B in effect nauwelijks verschillen (Schoumans *et al.*, 2002). Wat betreft variant D1 komt de fosfor-belasting overeen met A en de stikstofbelasting meer met H, waardoor het effect tussen A en H zal liggen.

Van de varianten A en H zijn de eerste versies (oud) doorgerekend. Gezien het geringe verschil in uit- en afspoeling zullen de resultaten van de nieuwe versies gelijk zijn (figuur 8.3a en b). Enkel de stikstof-uitspoeling van maïs op droge zandgrond is in de nieuwe berekening *ca.* 50% hoger. Aangezien dit slechts *ca.* 14% van het totaal oppervlak betreft zal dit hoogstens beperkt regionaal tot een iets hogere belasting leiden.



Figuur 8.3a. Variant A uitspoeling stikstof en fosfor, oude en nieuwe versie.



Figuur 8.3b. Variant H uitspoeling stikstof en fosfor, oude en nieuwe versie.

STONE werkt op basis van 15-jarige perioden met een vaste set van weerjaren. Het type weer(jaar) heeft door de variatie in neerslag en verdamping een aanzienlijk invloed op de

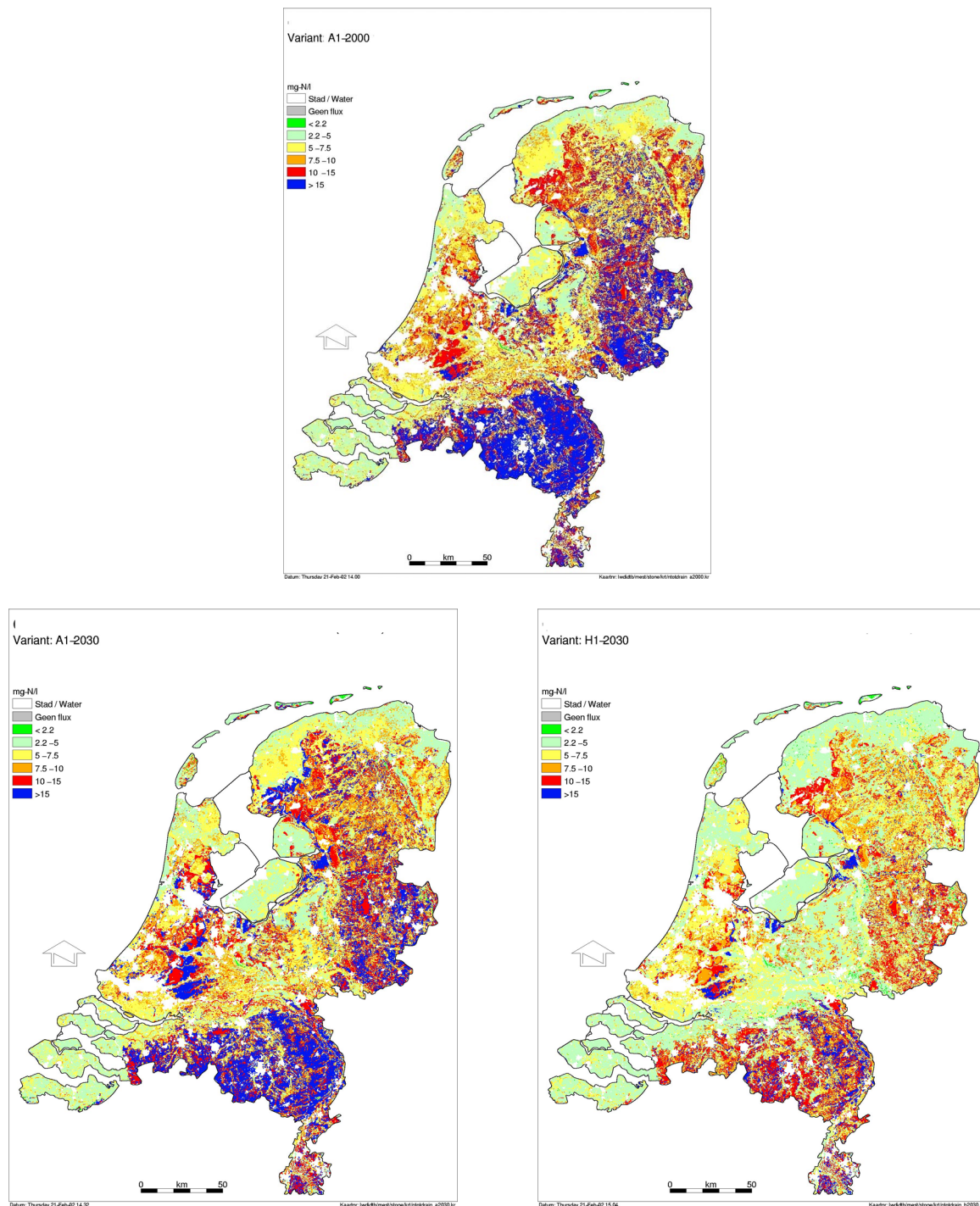
uit- en afspoeling. Om deze aanzienlijke invloed van weerjaren teniet te doen, zijn de voortschrijdende 15-jarige decadegemiddelden van de berekende uit- en afspoeling genomen: voor 2000 het gemiddelde over de periode 1993-2007 en voor 2030 de periode 2223-2037. Hierdoor ontstaat een gemiddelde belasting wat betreft weerjaren en systeemtraagheid.

8.1.3 Belasting van het oppervlaktewater

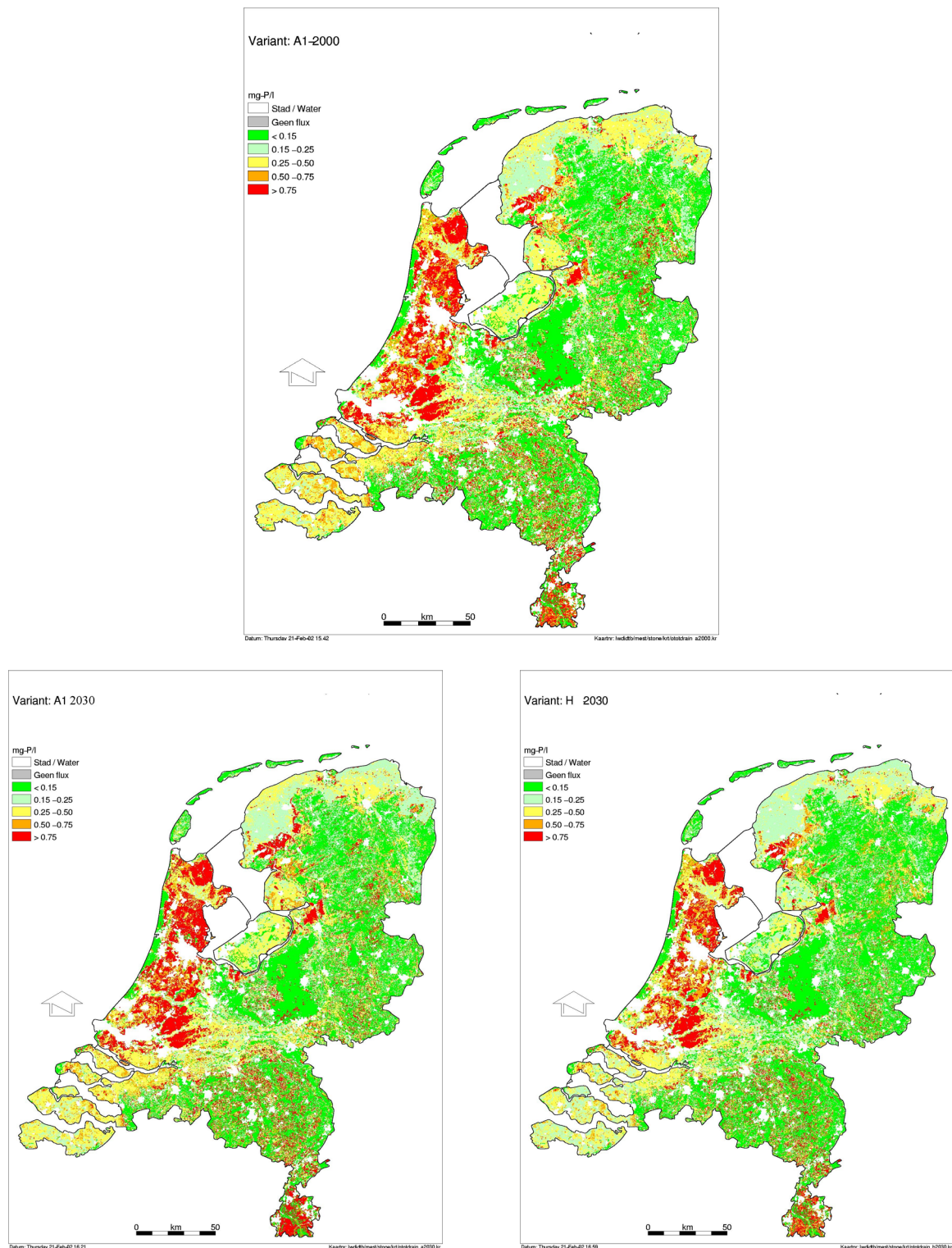
De vergaande aanscherping van de verliesnormen in de variant H ten opzichte van de referentievariant A leidt tot een relatief veel geringere afname van de belasting van het oppervlaktewater: een 70% (droge zandgrond) tot 60% (overige gronden) lagere verliesnorm van stikstof leidt tot 35% vermindering in belasting van het oppervlaktewater op de zandgronden van hoog-Nederland resp. 22% in laag-Nederland; een 95% lagere verliesnorm bij fosfor leidt tot 15% vermindering van de oppervlaktewater-belasting (figuur 8.1).

In de tijd (2000-2030) en ruimte (laag - hoog Nederland) treden wat fosfor betreft nauwelijks verschillen op (figuren 8.4 en 8.5¹). Daarnaast blijft de absolute belasting hoog. Uit de vergelijking van de berekende waarden van variant A (1995) met gemeten waarden is gebleken dat de Waterplanner voor sloten een onderschatting oplevert van de werkelijkheid. Dit lijkt veroorzaakt te worden door een te lage uit- en afspoeling van de gebruikte versie van STONE 2.0 (december 2001) in het geval van laag-Nederland (hoofdstuk 8.2); in hoog-Nederland (hoofdstuk 8.3) lijkt er een overschatting berekend te worden door STONE 2.0.

¹ De resultaten gepresenteerd in de kaarten zijn alleen geschikt voor de beoordeling op landelijk en regional niveau. Beoordeling van lokale situaties wordt ontraden.



Figuur 8.4. Concentratie van het naar het regionale oppervlaktewater toegevoerde water (uitspoeling en aanvoer, 15-jarig gemiddelde). Uitgangspunt variant A (2000) boven, A (2030) links beneden en H (2030) rechts beneden.



Figuur 8.5 Concentratie van naar het regionale oppervlaktewater toegevoerde water met fosfor (uitspoeling en aanvoer, 15-jarig gemiddelde). Uitgangspunt variant A (2000) boven, A (2030) links beneden en H (2030) rechts beneden.

8.2. Van nutriëntenbelasting tot ecologische effecten in sloten

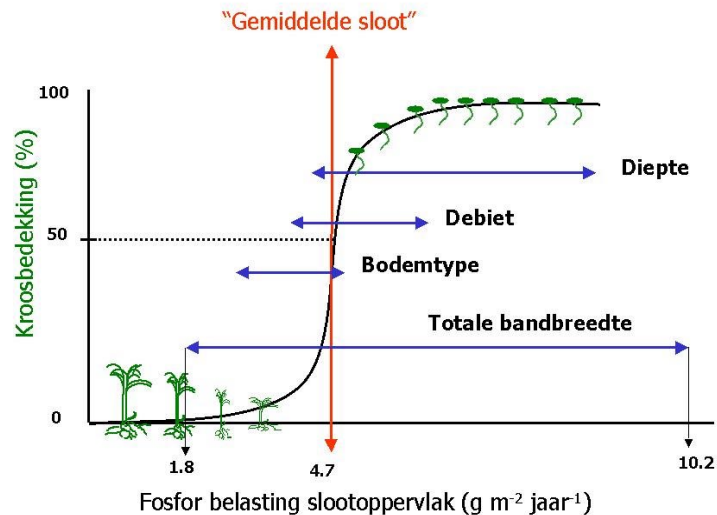
8.2.1 Kroosbedekking in sloten, een modelmatige benadering

Bij verrijking met nutriënten ondervindt de plantengemeenschap in sloten, die van nature gekenmerkt wordt door een grote verscheidenheid aan ondergedoken waterplanten, een successie, die kan eindigen in een dichte bedekking met kroos of kroosvaren. In het donkere milieu onder het kroosdek krijgen andere planten nauwelijks enige kans. In sloten met een voortdurende volledige kroosbedekking ontstaat zuurstofloosheid en is nauwelijks zuurstofminnend leven mogelijk. Drenking van vee kan risicovol zijn. De belangrijkste bron van vermisting is de af- en uitspoeling uit landbouwgronden naar de sloot, waarbij voedselrijke kwel en oxidatie van het veenpakket in sommige regio's eveneens een belangrijke rol spelen. Landsdekkende metingen van kroosbedekking ontbreken. De meeste waterschappen zijn genoodzaakt tot verwijdering van kroos bij gemalen en duikers. Een kwart van de waterschappen verwijdert ook kroos uit de watergangen zelf. Kroos is een probleem.

Als criterium voor slootkwaliteit is het al of niet aanwezig zijn van een kroosdominantie gekozen. Met het ecosysteemmodel PCDitch (Janse en Van Puijenbroek, 1997, 1998; Janse, 1998) is de bedekking met kroos versus ondergedoken waterplanten en algen berekend als functie van de fosfor- en stikstof-belasting. Dit is gedaan voor een aantal combinaties van waterdiepte (variërend van 0,25 – 1,25 m), debiet ($10 - 70 \text{ mm dag}^{-1}$) en bodemtype (zand, klei, veen). Als 'standaardsloot' geldt een kleisloot van 0,5 m diep met een waterdebiet van 30 mm dag^{-1} . Er zijn aparte simulaties verricht voor variërende fosforbelasting, met stikstof in overmaat ($N/P = 10$), en voor variërende stikstofbelasting, met overmaat fosfor ($N/P = 4$). Er is gekeken naar de zomergemiddelde waarden na 20 jaar simulatie met dezelfde belasting. Het model voorspelt in het algemeen een vrij scherp S-vormig verband, met een 'kritisch' belastingsniveau waarboven een omslag van ondergedoken waterplanten of algen naar kroosdominantie optreedt. Als kritische belasting *c.q.* concentratie is de waarde gekozen waar 50% kroosbedekking aanwezig is. Die keuze is arbitrair. Echter, het model voorspelt een steil verloop. De kritische belasting zou niet veel anders geweest zijn bij 10% kroosbedekking. De kritische waarde is op drie manieren uitgedrukt: als belasting van de sloot, als concentratie in het naar de sloot stromende (ondiepe grond)water (= belasting/debiet), en als concentratie in de sloot zelf. Figuur 8.6 geeft een overzicht van berekeningen in een gemiddelde sloot en de bandbreedte, die ontstaat door de invloed van diepte, debiet en bodemtype. De uitkomsten van de modelberekening zijn in goede overeenkomst met waarnemingen in experimentele systemen (Arts *et al.*, 2002).

In tabel 8.1 staan de berekende waarden voor de 'standaardsloot' en de bandbreedte als gevolg van de beschouwde variatie in debiet, diepte en bodemtype. Zowel de kritische belasting als de kritische invoerconcentratie zijn hoger naarmate de sloot dieper is. Voor fosfor zijn de waarden in zandsloten steeds lager dan die in klei- of veensloten, voor stikstof is er weinig verschil. Met toenemend debiet wordt de kritische belasting hoger, de kritische invoerconcentratie juist lager.

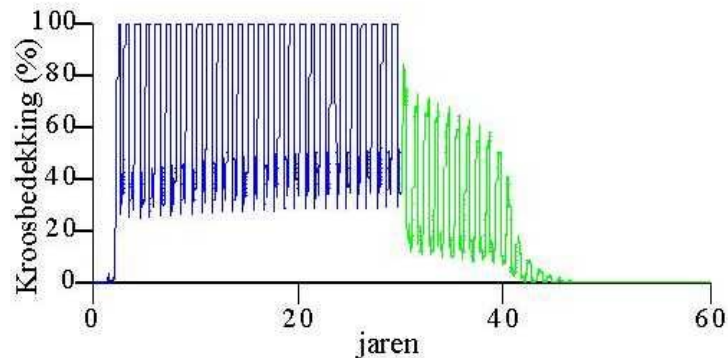
Als de belasting van een 'schone' sloot wordt opgevoerd, dan voorspelt het model een vrij snelle omslag (al na 2 jaar). De weg terug, d.w.z. een sterk verlaagde belasting van een geëutrofiëerde sloot, verloopt aanzienlijk langzamer (10–15 jaar) (figuur 8.7), ten gevolge van historische oplading van de waterbodem. Wanneer men de gewenste ecologische toestand wil bereiken met uitsluitend nutriënten reductie als enige maatregel, dan moet de belasting zeer laag zijn. Door aanvullend beheer kan het herstelp proces versneld worden. De historische oplading van de landbodem met fosfor zal het proces van herstel van sloten eveneens ernstig kunnen vertragen (WSV, 1996).



Figuur 8.6 Kritische belasting (g P m^{-2} slootoppervlak jaar $^{-1}$) van een 'gemiddelde sloot' (klei, 0.5 m diep, debiet 30 mm dag^{-1}). Pijlen geven de bandbreedte weer afhankelijk van diepte, debiet en bodemtype. Door een combinatie van factoren ontstaat een totale bandbreedte voor de kritische belasting van sloten.

Tabel 8.1 Berekende kritische waarden voor kroosdominantie in sloten.

	Minimum		'Standaard-sloot'		Maximum	
	P	N	P	N	P	N
'Omslagwaarden' (50% kroosbedekking)						
Belasting (g P m^{-2} jaar $^{-1}$) wateroppervlak	1.8		4.7		10.2	
Belasting (g N m^{-2} jaar $^{-1}$) wateroppervlak		12.1		21.9		43.8
Concentratie 'uitspoelend' grondwater (mg l^{-1})	0.23	1.8	0.42	2.7	2.3	10.4
Slootconcentratie (mg l^{-1})	0.19	1.3	0.23	1.4	0.42	3.3



Figuur 8.7 Kroosbedekking bij een verhoogde belasting na $t=3$, na 30 jaar wordt de belasting tot de lage waarde van vòòr $t=3$ gereduceerd.

8.2.2 Effecten van het mestbeleid (varianten A en H)

Waterkwaliteit

Het verschil in concentratie tussen de twee uiterste varianten A en H van fosfor en stikstof in het *uitspoelende water* uit landbouwgronden bedraagt gemiddeld in laag Nederland ongeveer 20 % (H ten opzichte van A, versies 1; zie figuur 8.1).

Zowel in de tijd (2000-2030) als ruimte zijn de verschillen gering (figuren 8.4 en 8.5). Daarnaast blijft de absolute belasting hoog.

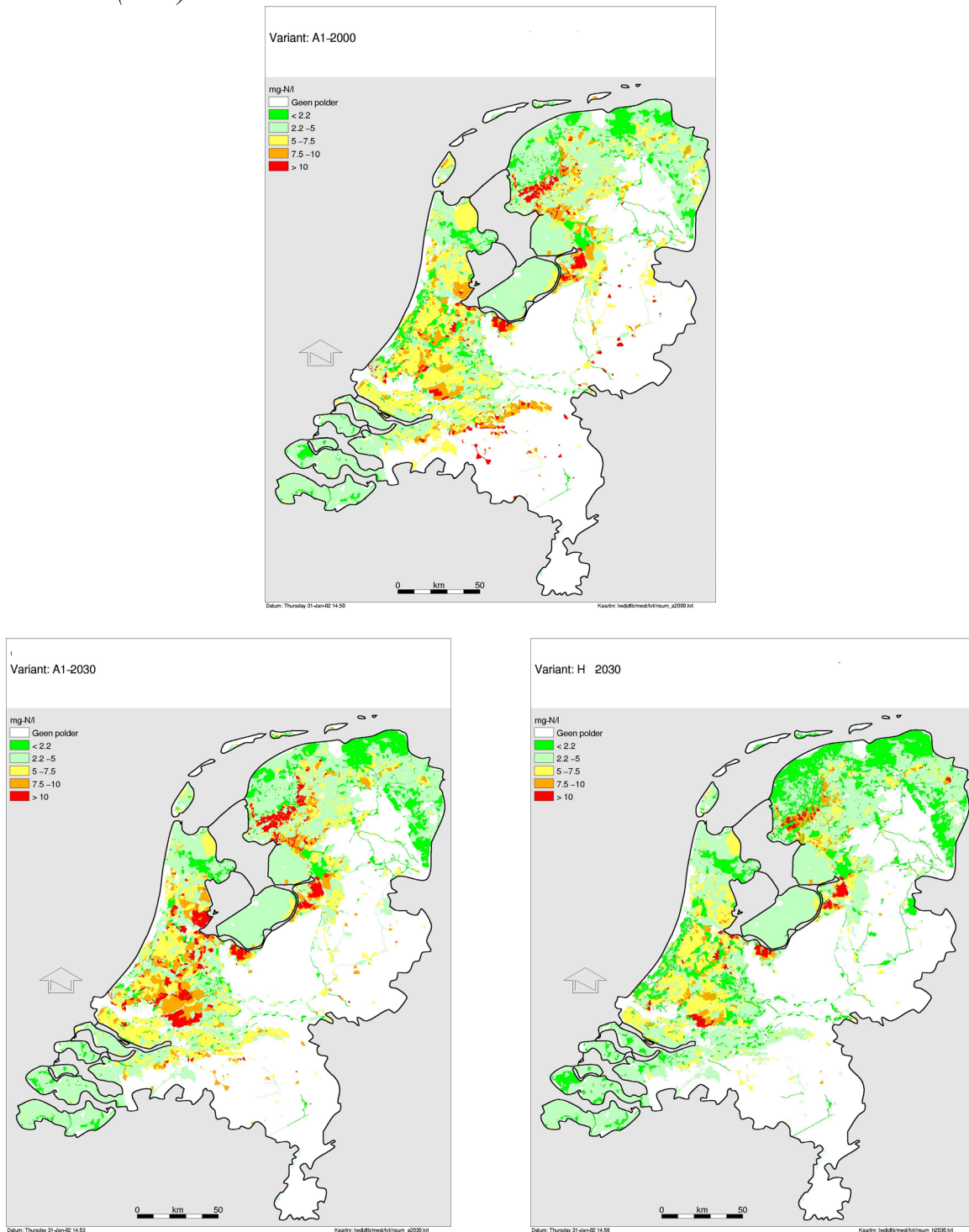
In het lage deel van Nederland treden er voor fosfor nauwelijks verschillen in de uitspoelende concentratie (figuur 7.5). Alleen in het noorden en Flevoland zijn, met name in variant H in 2030, enige verschillen zichtbaar.

De verschillen in de stikstof concentratie in het uitspoelende water zijn iets groter, maar blijven gering. Ook hier zijn de verschillen het grootst in het Groningen en Friesland en in de Flevopolder.

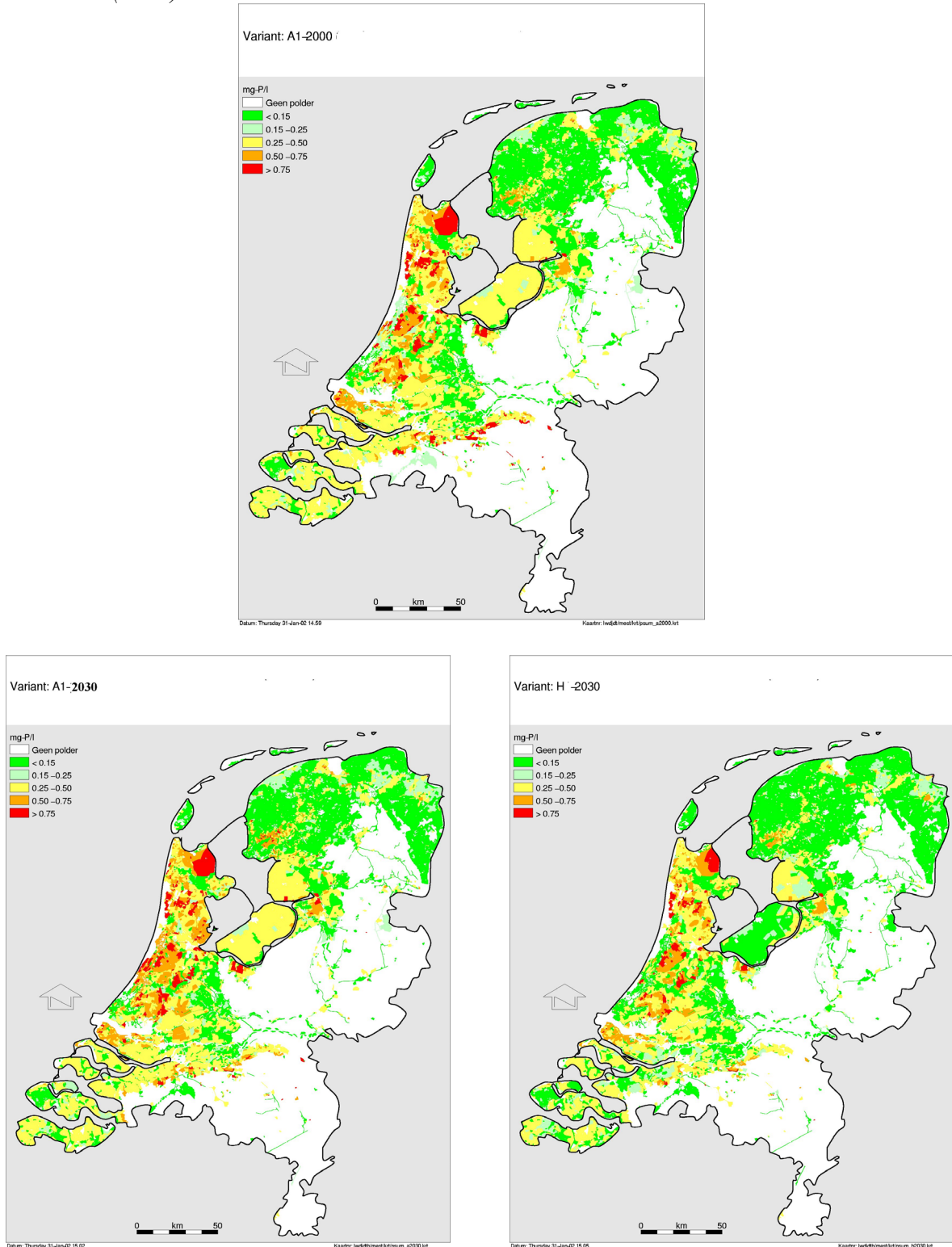
Het verschil in concentratie van fosfor en stikstof in de *sloten* tussen de twee uiterste varianten A en H is vergelijkbaar met die van de uitspoeling: ongeveer 20 % (figuren 8.1, 8.8 en 8.9).

Ook in de tijd (2000-2030) en ruimte zijn de verschillen gering en blijven de concentraties hoog. Variant A levert bij fosfor geen zichtbaar verschil op gaande van 2000 naar 2030. In variant H is de verliesnorm voor fosfor teruggebracht van 40 naar 1 kg P₂O₅ ha⁻¹. Dit wekt de verwachting dat het ook resultaten zal opleveren. Echter de reductie in verliesnorm wordt teniet gedaan, doordat in de afgelopen decennia de bodem in hoge mate opgeladen is met fosfor. In de evaluatie van de Meststoffenwet is gerekend tot 2030. Dat is een onvoldoende lang tijdsbestek. Berekeningen in de Watersysteemverkenningen toonden aan dat een nul-bemesting met fosfor nog tientallen jaren voor hoge nalevering kan zorgen (WSV, 1996).

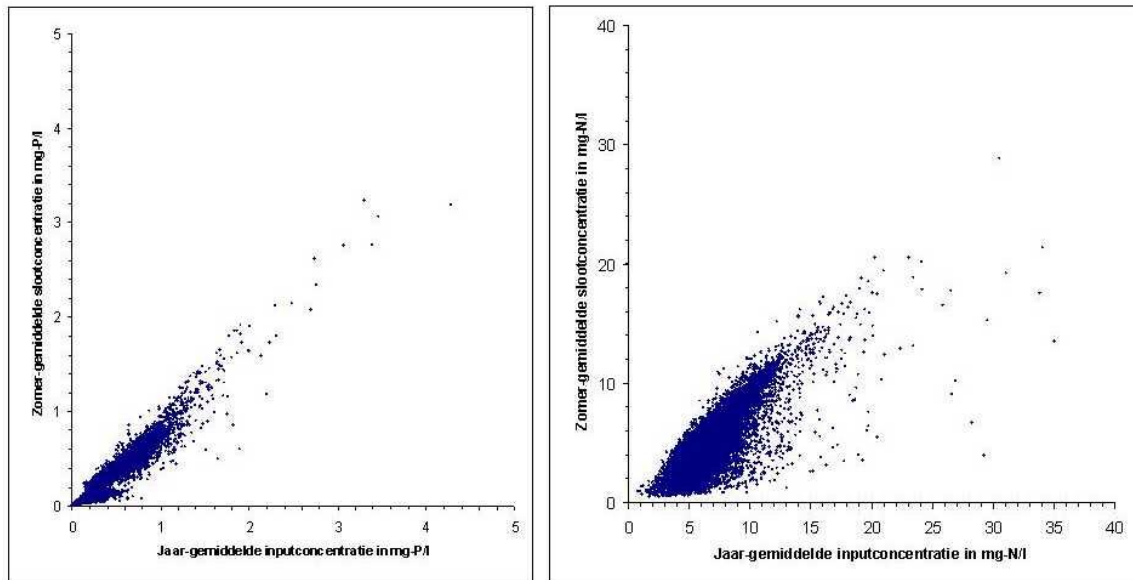
Figuur 8.8 Zomergemiddelde stikstofconcentratie in sloten bij varianten A en H. Boven A (2000), de start situatie); beneden links variant A in 2030; beneden rechts variant H (2030).



Figuur 8.9 Zomergemiddelde fosforconcentratie in sloten bij varianten A en H. Boven A (2000), de start situatie); beneden links variant A in 2030; beneden rechts variant H (2030).

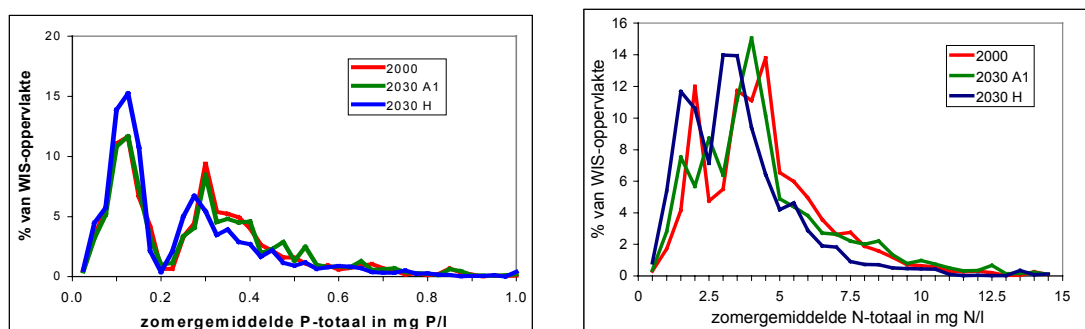


De combinatie STONE en WaterPlanner (met PCDitch) berekent een vrij goede correlatie tussen de belasting van de sloot door uit- en afspoeling en de waterkwaliteit (Figuur 8.10). Deze modelcombinatie onderschat in beide gevallen (fosfor en stikstof) de slootconcentratie.



Figuur 8.10. Zomergemiddelde nutriëntenconcentratie in sloten uitgezet tegen de nutriëntenconcentratie van het uitspoelende water van de varianten A en H.

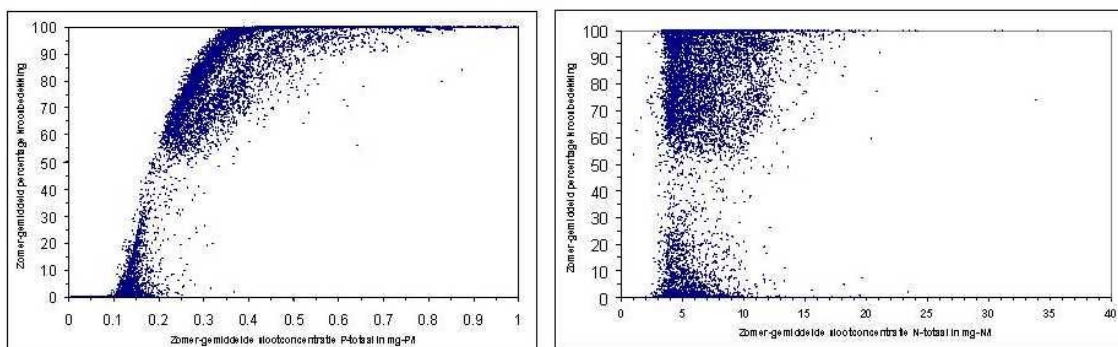
De oplading van bodem en sediment verklaart waarom bij een grote reductie van de fosfaatverliesnormen er nauwelijks een verandering in de waterkwaliteit is waar te nemen in 2030 bij variant H (Figuur 8.9). Alleen in Flevoland is sprake van een opvallende verschuiving naar lagere concentratie. Hiervoor is nog geen verklaring gevonden.



Figuur 8.11 Verdeling naar polder- en boezemoppervlakte van concentratie van fosfor (links) en stikstof (rechts) in sloten bij de varianten A (2000), A (2030) en H (2030).

Om ook de kleinere veranderingen in de nutriëntenconcentratie (binnen de bandbreedte van de klassegrenzen in de figuren met ruimtelijke spreiding) weer te geven zijn de berekende concentraties in een frequentie diagram uitgezet (figuur 8.11). Duidelijk is dat de verschillen gering zijn, en daardoor binnen de klasse- grenzen van figuur 8.8 en 8.9 vallen. Het gemiddelde verschil in *laag Nederland* is ongeveer 16 % verschil bij fosfor en ongeveer 20 % in het geval van stikstof bij vergelijk van de varianten A en H in 2030.

Het frequentiediagram heeft een duidelijke bimodaliteit, met een gering slootoppervlak bij een concentratie van ongeveer 0.2 mg P l^{-1} . Arts *et al.* (2002) berekenden, eveneens met PCDitch dat dit de concentratie is waarbij heldere sloten met ondergedoken waterplanten overgaan in sloten met kroosbedekking. Het model berekent dus sloten die helder zijn met ondergedoken waterplanten of bedekt met kroos. Blijkbaar is het model bij de overgang van helder water naar kroosbedekking en *vice versa* erg gevoelig. In metingen wordt de bimodaliteit niet aangetroffen. Bij stikstof is het minder duidelijk. Stikstof heeft blijkbaar minder invloed op de kroosgroei dan fosfor, in analogie met meren en plassen, waar reeds lang geleden overduidelijk is aangetoond dat fosfor de factor is die algengroei limiteert (zie ook Van Liere en Boers, 2002).

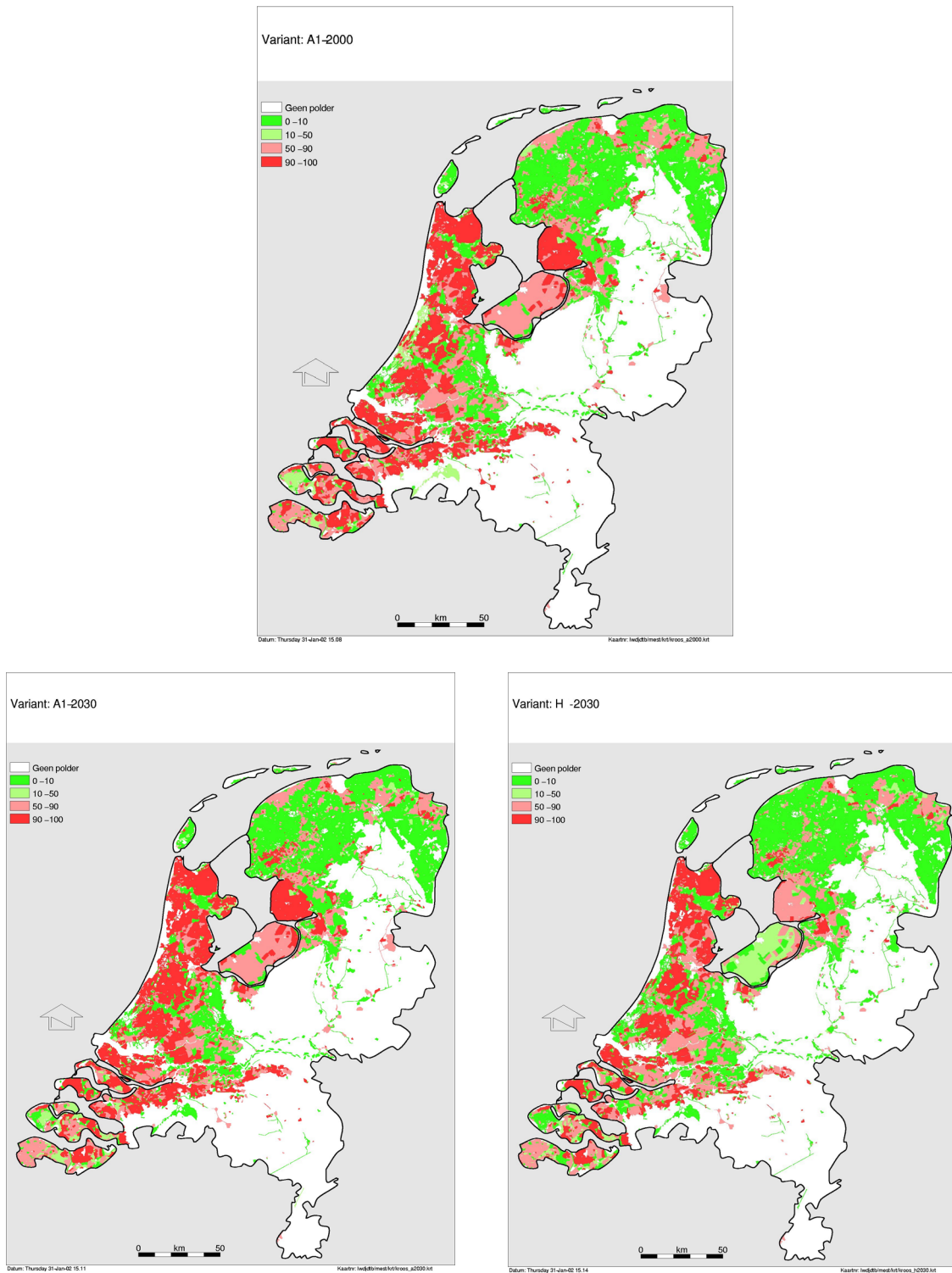


Figuur 8.12 Relatie tussen fosfor en stikstof enerzijds en kroosbedekking anderzijds.

Ecologische effecten, kroosbedekking

Bij fosforconcentraties kleiner dan ongeveer 0.2 mg P l^{-1} is de kroosbedekking meestal laag, daarboven meestal hoog (figuur 8.12). Er is een duidelijke S-vormige relatie met de fosforconcentratie binnen bepaalde grenzen ($0.1 - 0.3 \text{ mg P l}^{-1}$). Voor stikstof is die grens tussen helder water en kroosbedekking 3 mg N l^{-1} , daarboven is er geen duidelijke relatie. Stikstof is in het model blijkbaar niet bepalend voor de omslag naar kroos. Fosfor lijkt dus een sterker sturende factor om kroosgroei te bestrijden dan stikstof (zie ook Arts *et al.*, 2002). Ook in de ruimtelijke verdeling blijft kroos in beide varianten hoog (figuur 8.13). De vermindering in kroosbedekking in Flevoland, en nu ook in de Noordoostpolder springt in het oog, de geringe vermindering in fosforbelasting veroorzaakt (berekend) een relatief grote vermindering van de fosforconcentratie in de sloten, wat weer doorwerkt op de kroosbedekking.

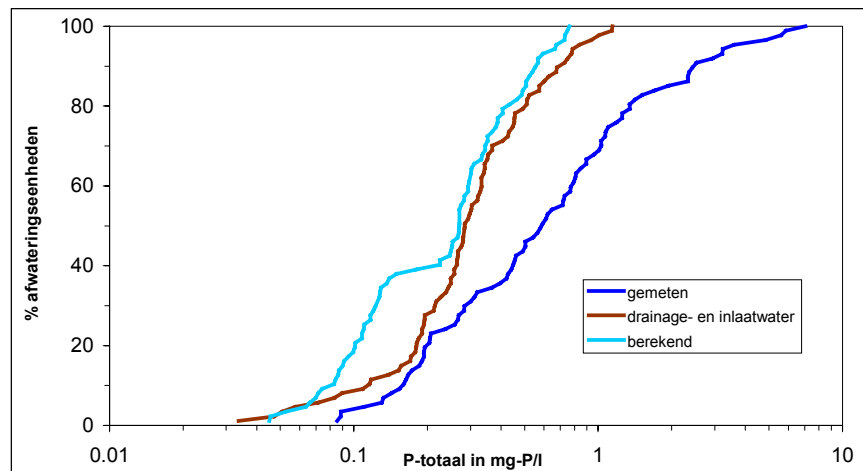
Figuur 8.13 Kroosbedekking in sloten. Boven: variant A in 2000 (uitgangssituatie); beneden links variant A 2030 en beneden rechts variant H (2030).



8.2.3. Plausibiliteit van de combinatie STONE en WaterPlanner voor sloten

De plausibiliteit van de Waterplanner resultaten voor sloten is getoetst aan de hand een vergelijking van gemeten en berekende zomergemiddelde concentraties van fosfor en stikstof in slootwater voor het jaar 1995. De vergelijking is uitgevoerd aan de hand van de verdeling van zomergemiddelde slootconcentraties over afwateringselementen.

In figuur 8.14 zijn de verdelingen van zomergemiddelde concentraties fosfor per afwateringseenheid weergegeven voor gemeten en berekende waarden. In de figuur is tevens de verdeling van de berekende zomergemiddelde fosfor concentraties in het drainerende en inlaatwater weergegeven.

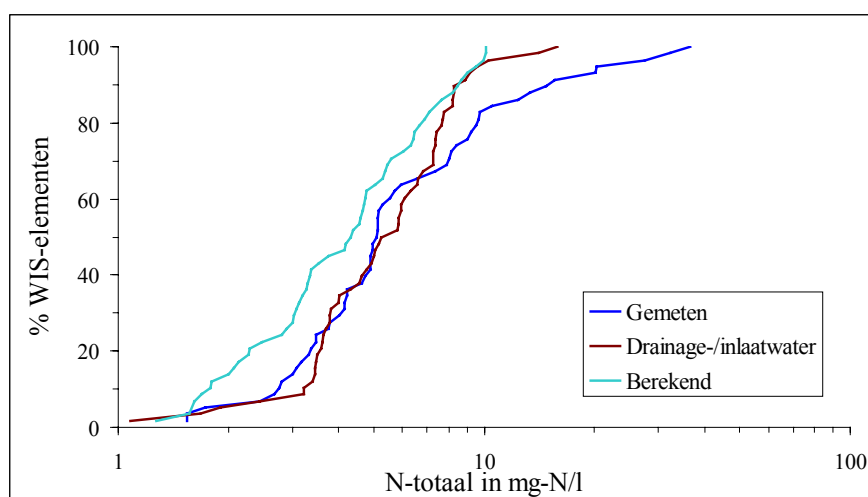


Figuur 8.14. Cumulatieve verdelingen van zomergemiddelde concentraties fosfor per afwateringselement in het jaar 1995 voor een set van 87 afwateringseenheden: gemeten en berekend voor slootwater en berekend voor het drainerende- en ingelaten water.

Uit figuur 8.14 is op te maken dat de fosfor concentraties in slootwater door de WaterPlanner worden onderschat in vergelijking met metingen: bij lagere concentraties (25 percentiel punt) een factor 2, bij hogere concentraties (75 percentiel punt) een factor 3. Aangezien de door STONE berekende fosfor concentraties in het drainerende en ingelaten water zelfs lager zijn dan de gemeten waarden, en verwacht mag worden dat processen in het oppervlaktewater tot een verlaging leiden (retentie), lijkt de onderschatting door STONE te worden veroorzaakt.

Figuur 8.15 laat zien dat de stikstof concentraties in slootwater door de WaterPlanner enigszins worden onderschat in vergelijking met metingen: zo'n 25% te laag. De hoofdoorzaak lijkt ook hier een onderschatting van de belasting vanuit het drainerende en inlaatwater.

Uit het bovenstaande kan de conclusie getrokken worden dat de WaterPlanner berekeningen een onderschatting opleveren van de werkelijkheid, met name voor wat betreft de fosfor concentraties in slootwater. Dit effect lijkt met name veroorzaakt te worden doordat STONE de uit- en afspoeling naar het oppervlaktewater onderschat.



Figuur 8.15 Cumulatieve verdelingen van zomergemiddelde concentraties stikstof per afwateringselement in het jaar 1995 voor een set van 58 afwateringseenheden: gemeten en berekend voor slootwater en berekend voor het drainerende – en het ingelaten water.

8.2.4 Aanvullende maatregelen

Er zijn een aantal veldexperimenten uitgevoerd naar aanvullende maatregelen, enige voorbeelden worden hieronder beschreven.

Baggeren

Baggeren draagt in belangrijke mate bij aan de verbetering van de ecologische kwaliteit terwijl de fosfor- en stikstofgehalten nauwelijks afnemen (zie ook de variatie van het omslagpunt kroosbedekking met de diepte in figuur 8.6). Verbeteringen na baggeren houden al 10 jaar stand (Hovenkamp-Obbema, 2000; Hovenkamp-Obbema en Bijlmakers, 2001). Analoge conclusies worden onderschreven door Twisk, 2002; Hovenkamp, 2001; Hesen *et al.*, 1998 en STOWA, 1997. De reden van het succes is niet precies bekend. Baggeren zorgt voor verdieping, vermindert de nalevering van fosfor, maar kan ook de bindingscapaciteit van het sediment verlagen door een andere samenstelling van de nieuwe toplaag. Dat kan de fosforconcentratie in het water zelfs verhogen (O.F.M. Schoumans, pers. com.). Daarnaast hebben diepere sloten in het algemeen minder kroos (Boeyen *et al.*, 1992). Schonen en kroosverwijdering zijn zinvolle maatregelen, maar het kroos komt vaak terug (Hesen *et al.*, 1998; STOWA, 1997). Aanleg van bezinksystemen (schermen en kuilen) voor zwevend stof en algen op strategische plaatsen biedt perspectief voor het dure baggeren (Hovenkamp-Obbema, 2001). Visstandbeheer is waarschijnlijk minder nodig in goed ingerichte sloten (Hovenkamp-Obbema, 2001). In de meeste rapporten wordt aangeraden door te gaan met de vermindering van nutriënten toevoer, het aanpassen van schonen en verwijderen van het kroos en baggeren.

Een nader te bestuderen maatregel zou kunnen zijn om een nieuwe sloot naast de oude te graven (Frans Claessen, pers. com.).

Peilverhoging

In veengebieden is het peil ten behoeve van de landbouw drastisch verlaagd. Veen is ontstaan in anaërobe omstandigheden, onder aërobe omstandigheden wordt het weer geoxideerd, waarbij het fosfor afstaat. In polder Bergambacht is de hoeveelheid fosfor, die uitspoelt naar

het oppervlaktewater door mineralisatie van veen ongeveer even groot als de hoeveelheid die uitspoelt als gevolg van mestgift (Van Liere *et al.*, 2002)
Peilverhoging, terwijl de mestgift hoog blijft geeft een directere afspoeling. Peilverhoging heeft dan ook alleen zin in die gebieden waar ook de mestgift drastisch beperkt kan worden (Wolters en Hendriks, 2002).

In andere gebieden dan veen kan peilverhoging juist leiden tot een hogere uit- en afspoeling (RIVM, 2000; Vermulst, 1995).

8.2.5 Conclusies

Reductie van de nutriëntenbelasting is de meest zinvolle maatregel om te nemen bij de eutrofiëringsbestrijding, omdat hiermee de oorzaak wordt bestreden. Echter, veel ecosystemen hebben in de loop van de eutrofiëring een buffer opgebouwd van met name fosfor (in sediment en biomassa) zodat herstel niet snel zal zijn. De kentallen, die de switch naar de gewenste ecologische toestanden aangeven, zijn over het algemeen erg laag, zodat de nutriëntenbelasting zeer ver moet worden teruggedrongen om herstel te bewerkstelligen.

De reductie van variant A naar H is onvoldoende om bij de huidige hoge nutriënten concentraties een aanmerkelijke vermindering van de concentraties te veroorzaken. Wanneer die randvoorwaarden niet wijzigen is er ook geen ecologische verbetering te verwachten.

Ieder water type, en ieder water, is een uniek ecosysteem met eigen specifieke karakteristieken. Het bestuderen van deze karakteristieken, en het vaststellen van de gewenste ecologische toestand moeten voorop staan. Daarna kan een OPTimale MIX van maatregelen worden vastgesteld om deze toestand te bereiken. Een uiterst belangrijke maatregel daarbij is het reduceren van de nutriënten-belasting. Kosten en baten van diverse maatregelen vallen buiten de horizon van het beschreven project.

Deze werkwijze is in goede overeenstemming met de Europese Kaderrichtlijn Water, waarin de Goede Ecologische Toestand bereikt moet worden in 2015 door het uitvoeren van waterbeheersplannen op stroomgebiedniveau (EU, 2000).

8.3 Waterkwaliteit in beken

8.3.1 Belasting

De belasting met stikstof van oppervlaktewateren op de hogere zandgronden daalt in variant A gemiddeld met ruim 30% tussen 2000 en 2030 (tabel 8.2). Fosfor daalt ongeveer 20%. In Variant H (2030) zijn de concentraties het laagst, gemiddeld 50-60% van die in variant A in 2000 (een afname van 40-50%).

De sterkste daling van de stikstofconcentraties in het drainerend water tussen variant H en variant A vindt plaats in het Zandgebied-Oost en Zandgebied-Zuid (tabel 8.3). Voor fosfor vindt de sterkste daling plaats in Zandgebied-Midden en Zandgebied-Zuid.

Tabel 8.2 Gemiddelde concentraties van stikstof en fosfor (mg l^{-1}) in het naar beken drainerende water in variant A en H in 2000 en 2030 op de hogere zandgronden.

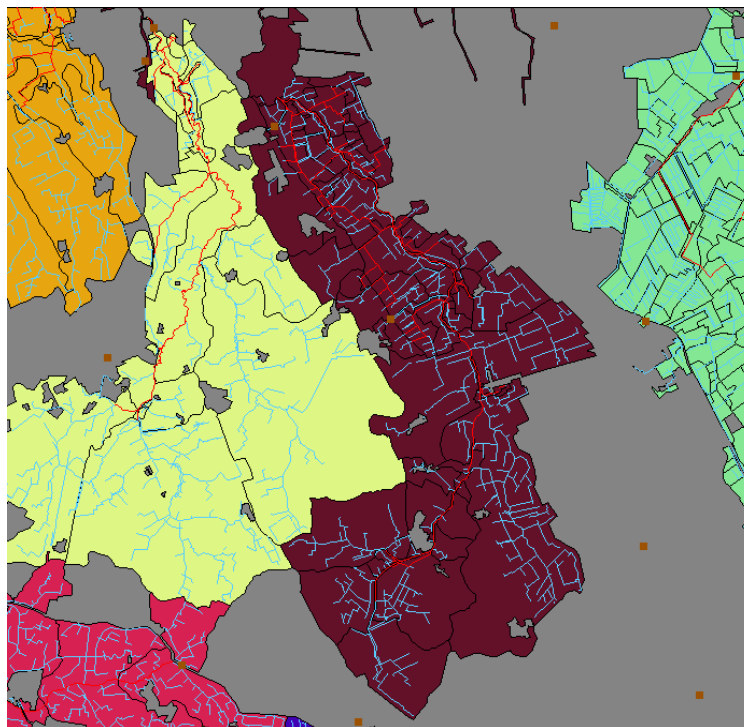
Variant	A		H
Jaar	2000	2030	2030
Stikstof	17.0	11.7	7.7
Fosfor	0.50	0.40	0.31

Tabel 8.3 Gemiddelde concentraties van stikstof en fosfor (mg l^{-1}) in het naar beken drainerende water in variant A en H in 2000 en 2030 in verschillende gebieden op de hogere zandgronden.

Variant	A		H
Jaar	2000	2030	2030
Stikstof			
Zandgebied-Noord	14.0	10.5	7.6
Zandgebied-Oost	19.9	13.5	8.1
Zandgebied-Midden	12.1	9.7	5.9
Zandgebied-Zuid	25.1	16.4	10.3
Heuvelland	10.9	10.0	7.9
Fosfor			
Zandgebied-Noord	0.27	0.27	0.21
Zandgebied-Oost	0.32	0.33	0.24
Zandgebied-Midden	0.76	0.46	0.41
Zandgebied-Zuid	0.66	0.49	0.39
Heuvelland	0.69	0.60	0.53

8.3.2 WaterPlanner (PCStream)

Het model PCStream is een één-dimensionaal model van de hoofd- en zijbeken in het vrij-afwaterende gebied van Nederland ('Hoog-Nederland'). Basis voor het model zijn de schematisatie en informatiebestanden van het Waterstaatkundig InformatieSysteem (WIS), zoals vastgelegd in de WaterPlanner. Afwateringsrelaties tussen gebieden (verbeterd t.o.v. standaard-WIS) zijn gebruikt om de stromingsrichting van het water te bepalen. Uitgaande van een uitstroompunt van een beek in het hoofdwater is het stroomgebied van de beek stroomopwaarts geconstrueerd. 145 beekstroomgebieden zijn onderscheiden. De waterlopen zijn onderverdeeld in hoofdbeken en zijbeken. Hoofdbeken zijn die stukken van het beekstelsel die water uit andere afwateringseenheden ontvangen, samen met aanliggende waterlopen met een breedte van $\geq 6\text{ m}$ (zie figuur 8.16). Hoofdbeken en zijbeken hebben per afwateringseenheid verschillende (gemiddelde) kenmerken. Water en stoffen worden in PCStream doorgegeven van zijstromen naar hoofdstromen en via de hoofdstromen naar benedenstrooms gelegen gebieden. De processen zijn beschreven als eerste orde afbraakprocessen, waarbij retentie kan optreden voordat water en stoffen in het beekstelsel terechtkomen, en retentie kan optreden gedurende het transport door het beekstelsel. De waterafvoer en de stoffenbelasting uit STONE is per afwateringseenheid verdeeld over hoofd- en zijbeken. De diepere drainagefluxen zijn alleen toebedeeld aan de hoofdbeken. Als puntlozingen zijn uitsluitend RWZI's meegenomen; deze zijn toebedeeld aan de hoofdbeken. De combinatie STONE en WaterPlanner (PCStream) is gecalibreerd in het kader van de Natuurverkenningen 2 op concentraties van totaal fosfor en totaal stikstof in de hoofdbeken van Geul, Eem, Beerze en Drentsche Aa (figuur 8.17). De scenario-berekeningen maken gebruik van de resultaten van STONE voor de jaren 1993-2007 (gemiddeld; zichtjaar 2000) en 2023-2037 (gemiddeld; zichtjaar 2030). Puntlozingen naar de beken zijn in de scenario's constant verondersteld.



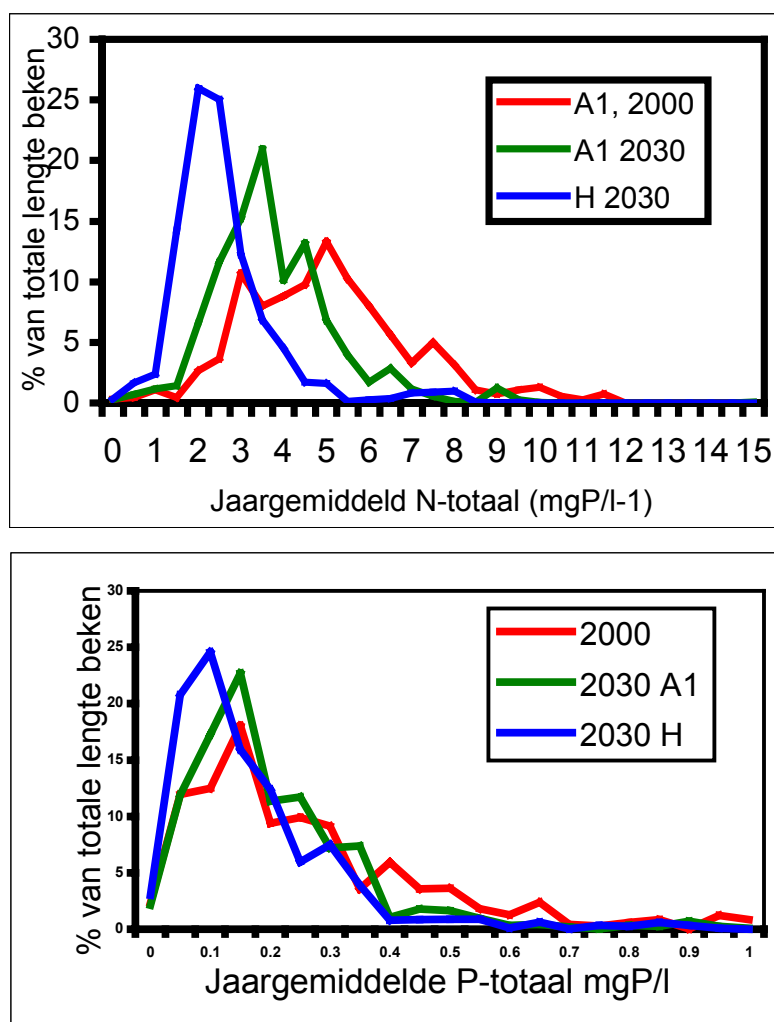
Figuur 8.16 Stroomgebieden van Drentsche Aa en Hunze, met schematisering van afwateringseenheden (zwart omljnd), hoofdbeken (rood) en zijbeken (blauw). RWZI's zijn aangegeven met bruine vierkanten.

8.3.3 Waterkwaliteit in beken

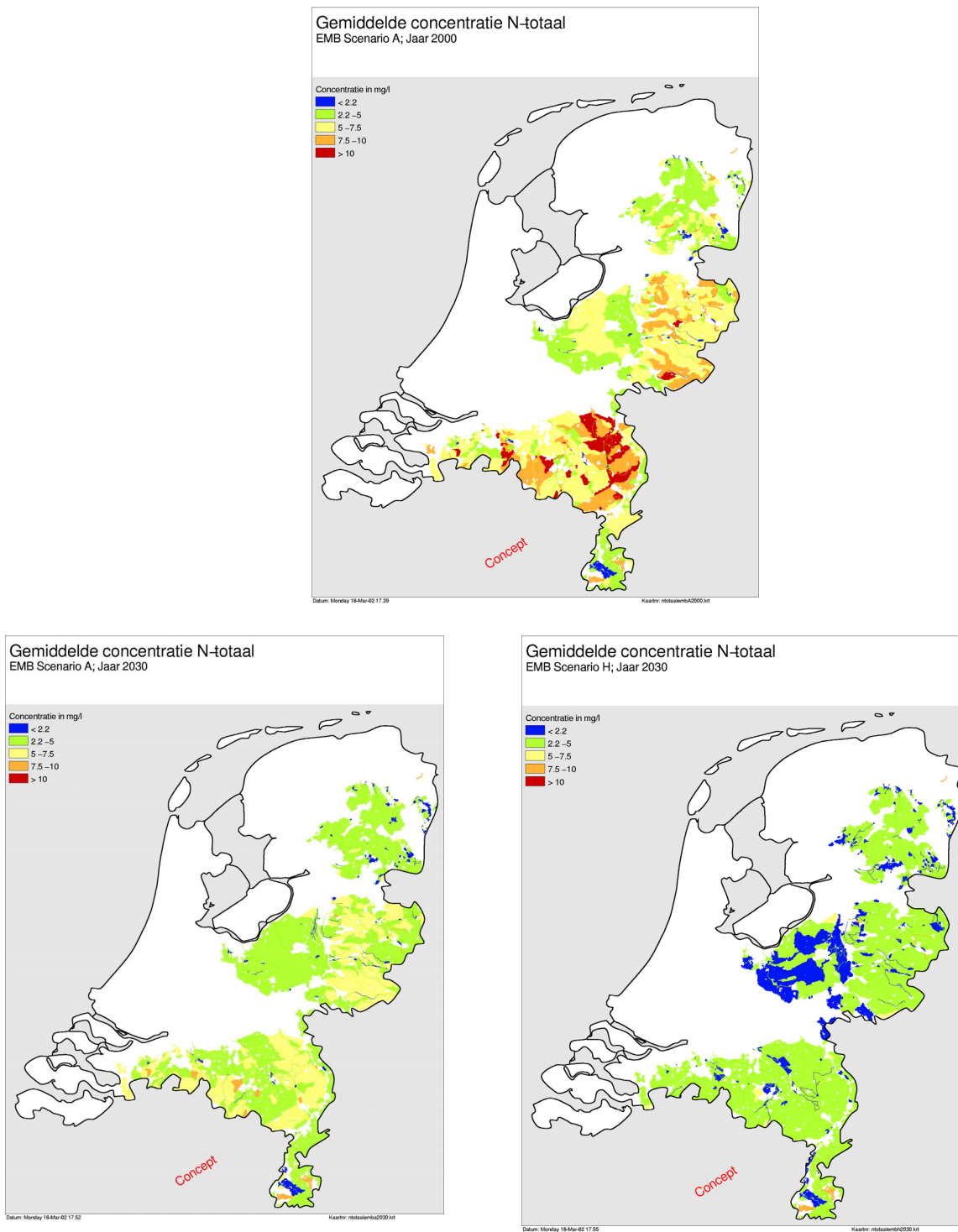
De berekende stikstofconcentraties zijn afwijkend bij vergelijking van de verschillende gebieden (figuur 8.18). De hoogste concentraties worden berekend in de zandgebieden van Oost en Zuid Nederland. Voor het jaar 2030 worden lagere concentraties berekend, vooral bij variant H. Alleen in Zuid-Limburg treden weinig verschillen op.

De berekende fosforconcentraties zijn eveneens zeer verschillend tussen de separate gebieden (figuur 8.19), maar de verschillen tussen de varianten zijn veel kleiner dan bij stikstof.

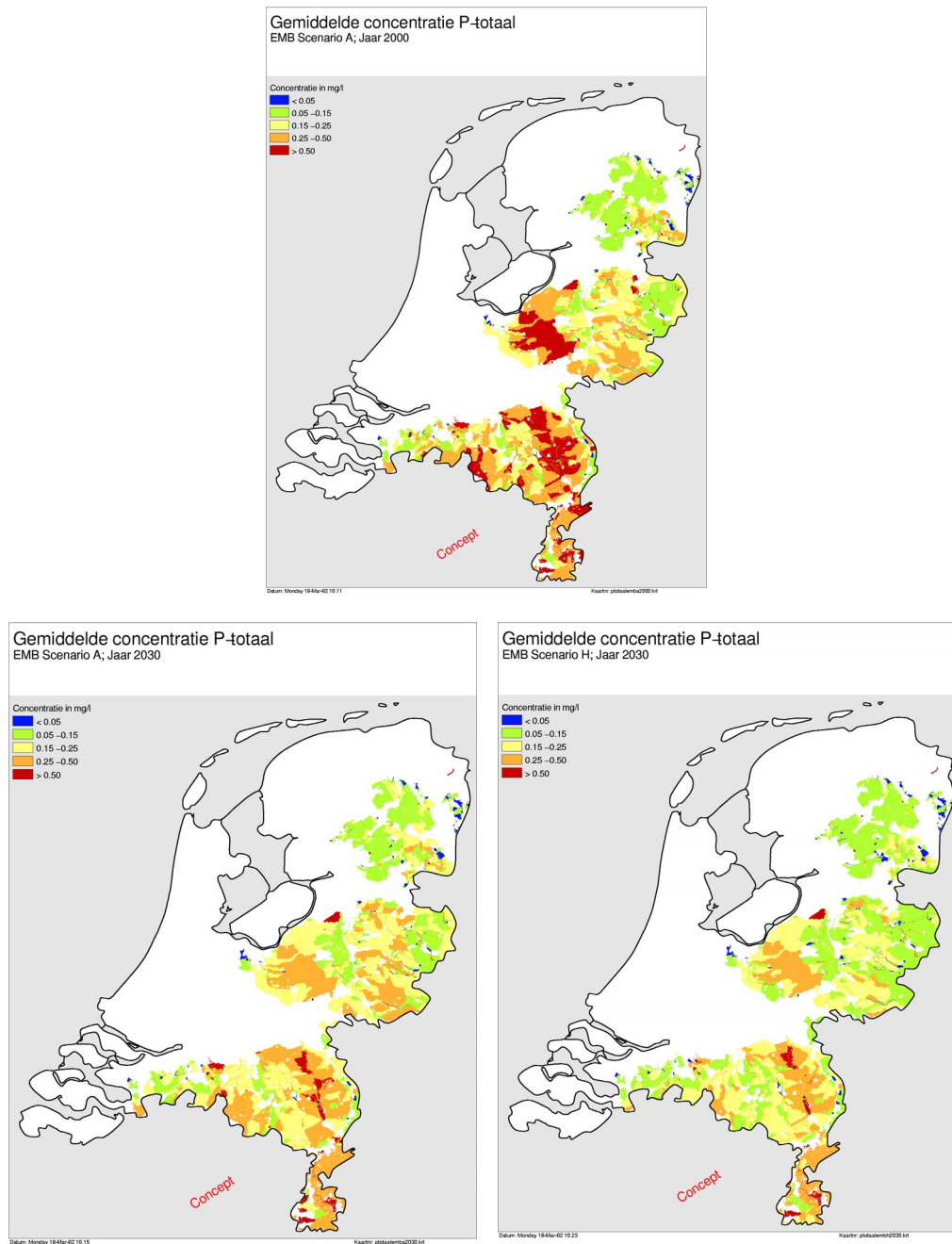
De verdelingen van de resultaten over de respectievelijke concentraties laten het verschil tussen de varianten goed zien (figuur 8.20). De daling van de stikstofconcentraties in hoofdbeken is aanzienlijk groter (resp. 20% en 40% voor A en H) dan die van de fosforconcentraties (resp. 9% en 20% voor A en H). De zijbeken laten een geringere daling van de beide concentratie zien.



Figuur 8.20 Verdeling van de stikstofconcentraties (boven) en fosforconcentraties (beneden) in hoofdbeken voor variant A (2000 en 2030) en variant H (2030).



Figuur 8.18 Berekende jaargemiddelde stikstofconcentraties in hoofd- en zijbeken bij variant A (2000, 2030) en variant H (2030).



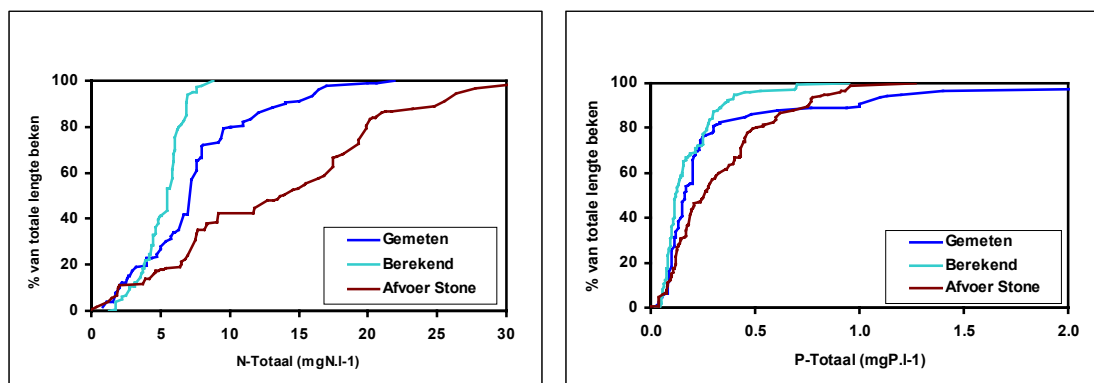
Figuur 8.19 Berekende jaargemiddelde fosforconcentraties in **hoofd- en zijbeken** bij varianten A (jaar 2000, 2030) en H (jaar 2030).

8.3.4 Plausibiliteit

De plausibiliteit van de berekeningen is onderzocht aan de hand van de vergelijking met gemeten waarden. De resultaten van de berekeningen zijn vergeleken met een beperkte set metingen van monsterpunten waarvoor in 1995 gegevens beschikbaar waren in de Limnodata Neerlandica (STOWA, 2001). Alleen die gebieden waarvan meetgegevens beschikbaar waren zijn in de vergelijking meegenomen.

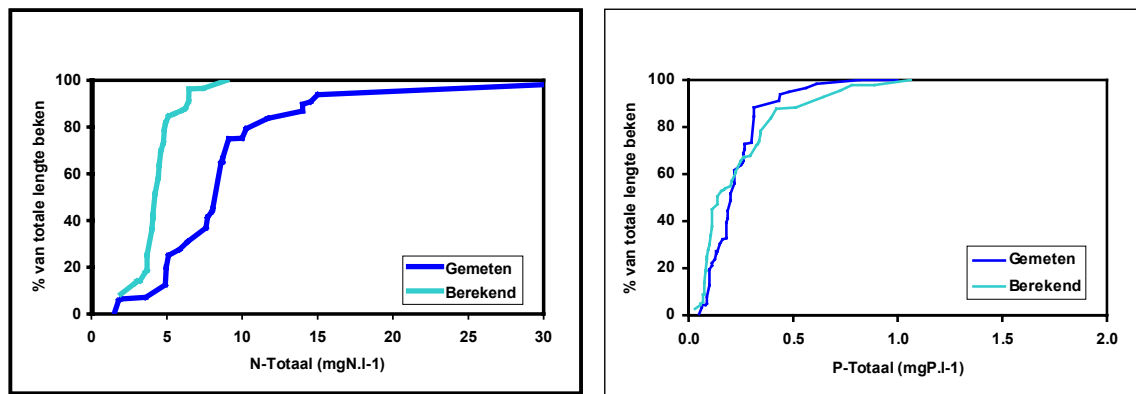
De berekende debieten in de beken kwamen goed overeen met gemeten waarden, zowel wat betreft de jaargemiddelde als de maandgemiddelde debieten (afwijking orde van grootte 10%). In de periode voor 1995 werden op sommige benedenstreams gelegen punten grotere afwijkingen geconstateerd, waarschijnlijk te wijten aan het optreden van overstorten, die niet in het model zijn meegenomen. Na 1995 en in berekende varianten zijn overstorten verwaarloosbaar.

Voor de zijbeken zijn de debietgewogen concentraties in het drainerende water, zoals berekend door STONE, ongeveer een factor 2 hoger dan de in de zijbeken gemeten waarden, voor zowel stikstof als fosfor (figuur 8.21). De stikstofconcentraties in de zijbeken worden onderschat; met *ca.* 20% beneden concentraties van *ca.* 7 mg N l⁻¹, daarboven tot wel 50%. Bij fosfor liggen berekende en gemeten concentraties tot ongeveer 0,25 mg P l⁻¹ dicht bij elkaar. In ongeveer 10% van de beken worden erg hoge fosforconcentraties gemeten, die zelfs hoger zijn dan de door STONE berekende concentraties in het afvoerende water.



Figuur 8.21 Vergelijking van gemeten en berekende stikstofconcentraties (links) en fosforconcentraties (rechts) in **zijbeken** en berekende concentraties in afvoerend water uit STONE (variant A). Cumulatieve verdelingen van de lengte aan zijbeken als functie van de concentratie. Data voor 1995. Waarden voor 65 (N) en 101 (P) afwateringseenheden.

In de hoofdbeken zijn de stikstofconcentraties in de berekeningen onderschat met ongeveer 50% (figuur 8.22). De zeer hoge stikstofconcentraties in de metingen worden niet benaderd door de berekeningen. De fosforconcentraties laten over het gehele bereik een goede overeenkomst tussen berekeningen en metingen zien.



Figuur 8.22 Vergelijking van gemeten en berekende stikstofconcentraties (links) en fosforconcentraties (rechts) in **hoofdbeken** (variant A). Cumulatieve verdelingen van de lengte aan hoofdbeken als functie van de concentratie. Data voor 1995. Waarden voor 25 (N) en 45 (P) afwateringseenheden.

8.3.5 Conclusies

STONE berekent voor de hogere gronden over het algemeen hoge concentraties in het afvoerende water. PCStream is in het kader van de berekeningen voor de Natuurverkenningen gecalibreerd. Daarbij is naast het verdwijnen van stikstof en fosfor in de beken zelf (door diverse opname en verliesprocessen), nog eens aangenomen dat 50% (!) van wat uit percelen af- en uitspoelt, niet in de beken terecht komt. Hierbij kan gedacht worden aan afbraakprocessen in de bodem en aan opname en verliesprocessen in b.v. greppels, die niet tot het beekstelsysteem gerekend worden. Voor stikstof is dit percentage in deze studie te hoog geweest (zie het verschil tussen berekende en gemeten concentraties in figuur 8.21). Voor fosfor lijkt de schatting redelijk te kloppen. Daarnaast is ook de retentie in de beek zelf te hoog geschat voor stikstof maar ongeveer goed voor fosfor (zie het verschil tussen berekende en gemeten concentraties in figuur 8.22). Het hier gebruikte percentage van 50% lijkt erg hoog. Momenteel zijn geen aanvullende gegevens bekend waaruit opgemaakt kan worden of dit in werkelijkheid ook plaatsvindt. Wel kan geconcludeerd worden dat de door STONE berekende concentraties in het af- en uitspoelende water op de zandgronden hoog zijn. Vergelijking tussen de varianten laat zien dat met name de stikstofconcentraties in de beken een duidelijke daling te zien geven. De fosforconcentraties in de beken dalen minder sterk. Op dit moment kan niet worden aangegeven wat de ecologische gevolgen zijn van de lagere concentraties. Een verdere daling (en mogelijk sterkere ecologische verbetering) zou tot stand gebracht kunnen worden door de aanleg van oeverstroken langs beken op daarvoor geschikte plaatsen; hierdoor kunnen meer nutriënten opgenomen worden door de in deze stroken aanwezige planten (Ietswaart *et al.*, 2000).

8.4 Effecten op vennen

8.4.1 Inleiding

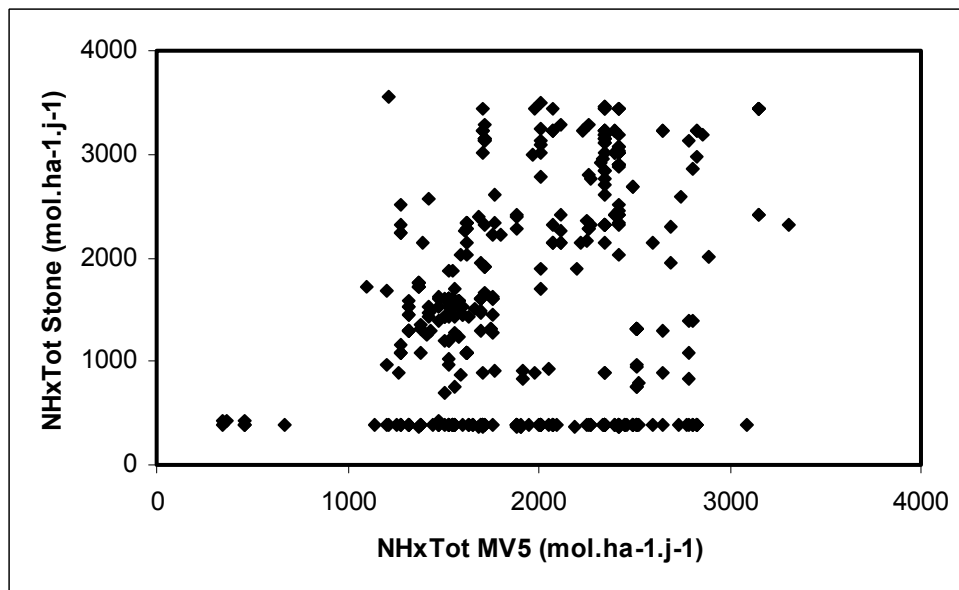
Vennen worden sterk beïnvloed door de atmosferische depositie van stikstof. Voor bijna alle vennen geldt dat in de huidige situatie de depositie aan stikstof veel hoger is dan de kritische depositie van de vennen (RIVM, 2001). Aangezien stikstof-emissie door de landbouw een belangrijke bron van stikstof is voor vennen (via atmosferische depositie), leek het binnen de huidige studie zinvol om te kijken wat de effecten van de bijgestelde verliesnormen zouden kunnen zijn op de ecosystemen van de vennen.

8.4.2 Schatting van de depositie

Voor de berekening van de depositie op vennen is tot nu toe gebruik gemaakt van gegevens van het RIVM-luchtmodel OPS. Gemiddelde deposities op een vrij grove ruimtelijke schaal werden omgerekend naar de specifieke depositie op een ven, gebruik makend van de specifieke locatie van het ven en gegevens over de omgeving van het ven. Vervolgens werd met het model ecologisch effectmodel AquAcid berekend in welke mate de kritische depositie werd overschreden. Deze berekening is uitgevoerd voor 417 verschillende vennen. Voor deze studie kon gebruik gemaakt worden van de schattingen van de depositie zoals die door STONE worden gebruikt. Deze gegevens zijn gebaseerd op berekeningen van het OPS-model, waarvan de resultaten zijn samengevat in een source-receptor model (SRM). In het proces van het geschikt maken van deze depositie-gegevens als invoer voor STONE zijn verschillende schaalbewerkingen uitgevoerd.

De NH_x -depositie is de belangrijkste component voor de aanvoer van stikstof naar de vennen. Voor de berekening van de depositie op de vennen zelf moet de totale NH_x -depositie nog uitgesplitst worden naar natte en droge depositie. Bij het uitvoeren van deze splitsing worden eerdere resultaten van OPS gebruikt, en het is dus van groot belang dat de verschillende NH_x -resultaten goed op elkaar lijken. Ter controle van de depositie-gegevens van STONE en de gegevens die direct door OPS berekend zijn, zijn beide schattingen tegen elkaar uitgezet (figuur 8.23). Het betreft hier een vergelijking van de gemiddelde totale NH_x -depositie op de locaties van de vennen.

De depositie-gegevens blijken sterk uiteen te lopen. Er is geen duidelijk verband tussen beide schattingen. De STONE-cijfers laten voor een groot aantal vennen achtergrond-deposities zien die niet gerelateerd lijken aan de OPS-resultaten en waar ook geen duidelijke ondersteuning voor te vinden is. Op grond van deze gegevens kunnen geen nauwkeurige schattingen van de depositie op de vennen gemaakt worden. Daarmee is het doorrekenen van de effecten op de ecologische toestand in de vennen niet mogelijk.



Figuur 8.23 Vergelijking van de totale NH_x -depositie berekend door OPS in het kader van de MV5 (NH_x Tot MV5) met de in deze studie beschikbare depositie uit het model STONE (NH_x Tot EMB). Gegevens van de jaargemiddelde depositie op de locaties van 417 vennen.

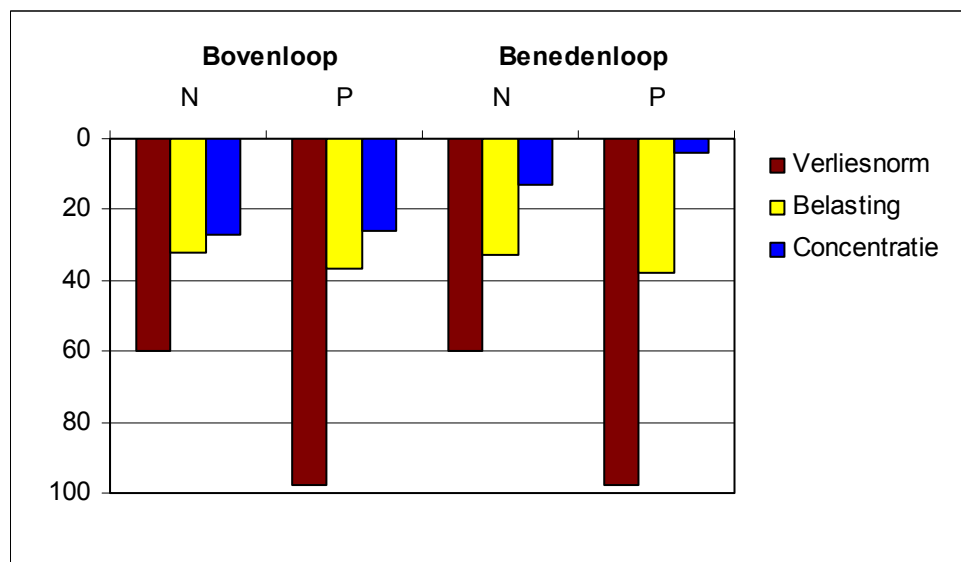
7.4.3. Conclusie

De binnen deze studie beschikbare gegevens voor de depositie zijn te onzeker om zinvolle uitspraken te kunnen doen over het effect van de aangescherpte verliesnormen op de ecosystemen van de vennen.

9 Nutriënten in de Beerze

Chris de Blois, Francisco Leus (RIZA)

- Een combinatie van maatregelen die ingrijpen op zowel de landbouwemissies, als de communale lozingen én het hydrologisch systeem lijkt de meeste kans te hebben om binnen afzienbare termijn een relevante stap te maken in de richting van de gewenste ecologische waterkwaliteit.
- Voor fosfaat zijn de verbeteringen van de waterkwaliteit die bereikt kunnen worden door een zeer stringent mestbeleid (variant H) tegenvallend te noemen. In de door de RWZI beïnvloede wateren is, zeker op de korte termijn, meer te bereiken met de verdere sanering van de lozingen van die RWZI.
- Voor stikstof heeft een zeer stringent mestbeleid meer effect op de beschouwde wateren, maar afgezet tegen de huidige inzichten met betrekking tot het effect van stofconcentraties op de aquatische ecologie is het is nog steeds onvoldoende om de gewenste ecologische oppervlaktewaterkwaliteit te kunnen garanderen.
- De hydrologie heeft, met name in de bovenloop en voor fosfaat, een sterke invloed op de nutriëntenconcentraties: in natte jaren kan dit zorgen voor relatief hoge concentraties.
- Met name voor stikstof en voor fosfaat in natte jaren is het aandeel van de af- en uitspoeling van landbouwgebonden mestgiften aan de totale emissies van nutriënten relatief (zeer) groot. Naast de lozingen van RWZI's en de af- en uitspoeling, kunnen voor specifieke gebieden of gedurende korte periodes van hevige regenval ook andere emissieroutes, zoals overstorten en erfafvoer, een rol van betekenis spelen.



Figuur 9.1 Relatieve afname (%) voor stikstof (N) en fosfor (P) van variant H ten opzichte van A1 in 2030 van de grootte van de verliesnormen, in de nutriëntenbelasting van de Groote Beerze door af- en uitspoeling, en in de nutriëntenconcentraties in de Groote Beerze. De concentraties in de benedenloop worden sterk beïnvloed door de lozingen van de RWZI Hapert.

9.1 Inleiding

Aanleiding

De verzameling van gegevens en de berekeningen zoals beschreven in de vorige hoofdstukken hebben een landelijke insteek: de uitspraken op basis van die modelberekeningen worden steeds gedaan op landelijk of boven-regionaal niveau.

In dit hoofdstuk worden berekeningen gedaan voor een klein gebied, namelijk het stroomgebied van de Beerze in Noord-Brabant. Bovendien worden niet alleen de effecten van de varianten van verliesnormen op de oppervlaktewaterkwaliteit geschat, maar ook die van hydrologische veranderingen en van de afkoppeling van de RWZI. De meerwaarde van een dergelijke regionale detailstudie is dat hiermee beter inzicht wordt verkregen in het effect van verschillende, specifieke maatregelen op de waterkwaliteit, zodat een integrale afweging van beleidsvarianten mogelijk wordt.

Doelstellingen

Ten behoeve van de evaluatie van de meststoffenwet in 2002 wordt een analyse gemaakt van de trend in de gemeten concentraties van nutriënten in de Beerze in de periode 1985-2000. Het aandeel van de verschillende emissiebronnen in de nutriëntenvrachten wordt geschat. Vervolgens worden de effecten van verschillende beleidsvarianten op de waterkwaliteit in 2030 voorspeld. Deze beleidsvarianten betreffen de varianten van verliesnormen A1 en H (zie hoofdstuk 3) en de afkoppeling van de RWZI Hapert die op de bovenloop van de Beerze loost.

Aanpak

Met behulp van een analyse van de trend in de gemeten nutriëntenconcentraties, de schatting van de bijdragen van emissiebronnen aan de nutriëntenvrachten, en de analyse van de invloed van de hydrologie op de nutriëntenconcentraties is inzicht verkregen in de nutriëntenproblematiek in het stroomgebied van de Beerze. Gewapend met de informatie welke factoren de grootste invloed hebben op de nutriëntenconcentraties zijn enkele uiterste beleidsvarianten geformuleerd die vervolgens zijn doorgerekend met het modelinstrumentarium BOREAS (De Blois *et al.* 2002).

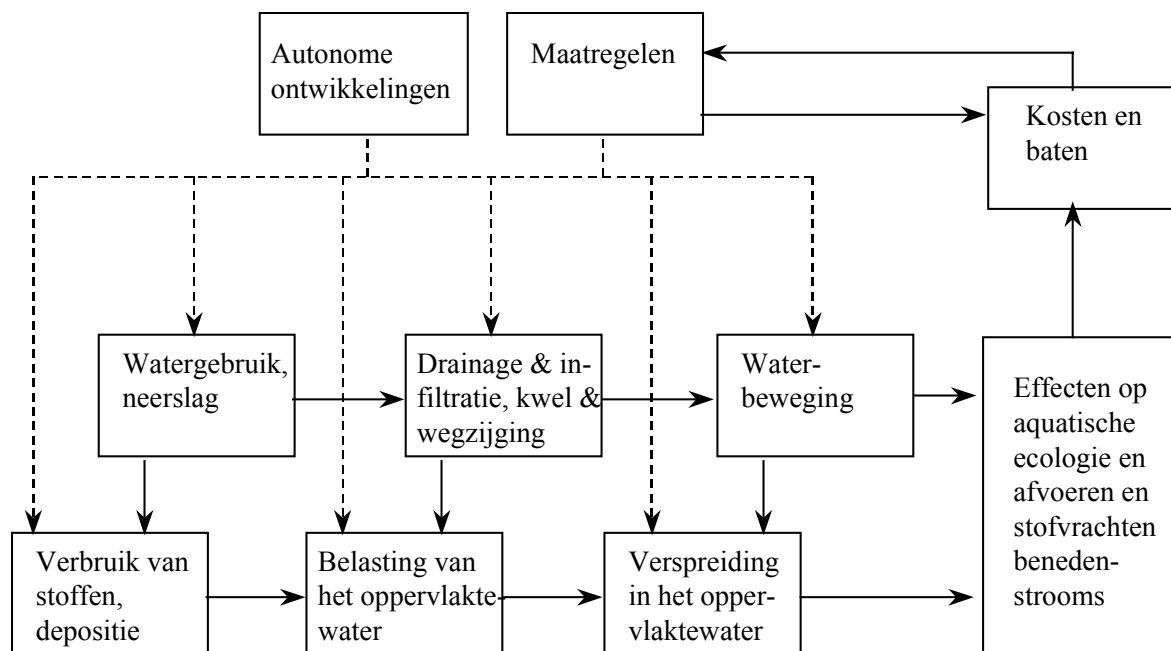
Leeswijzer

Paragraaf 9.2 gaat in op de gegevens en methoden die zijn gebruikt ten behoeve van de prognoses. Ook wordt kort ingegaan op de onzekerheden in de rekenmethode. In paragraaf 9.3 worden de resultaten van de prognoses voor 2030 gepresenteerd. Paragraaf 9.4 gaat in op de plausibiliteit van de resultaten. Tenslotte worden in paragraaf 9.5 de belangrijkste conclusies samengevat.

9.2 Gegevens en methoden

Algemeen

Met BOREAS (Beslissings Ondersteunend systeem voor RegionAle Stofstromen) wordt de keten 'verbruik → emissie → verspreiding → effect' voor regionale watersystemen gemodelleerd. Zie figuur 9.1. De hydrologie en het verbruik en de emissie van nutriënten naar het oppervlaktewater vanuit de landbouw worden beschreven met STONE (Schoumans *et al.*, 2002) of met het regionaal verbruiks- en emissiemodel REVEM (Beekman *et al.* 2002). In het REVEM wordt gebruik gemaakt van de hydrologie uit NAGROM-MONA-MOZART (Bos *et al.*, 1997). Gegevens over de emissies uit puntbronnen zijn afkomstig van het Emissie Registratie Collectief (ER-C) of metingen, gegevens over atmosferische depositie worden ontleend aan OPS. De verspreiding wordt beschreven met de Grote-Passen-Snel-Thuis-methode (GPST). De vertaling naar ecologische effecten wordt gemaakt met behulp van de dosis-effect-relaties uit RISTORI.



Figuur 9.1 De BOREAS-modellenketen.

Gegevens voor de calibratie en de validatie

Voor de calibratie en de validatie van het model is gebruik gemaakt van maandelijkse metingen op drie locaties in de Beerze. Het betreft steekmonsters die een weergave geven van de concentratie op het moment van bemonstering. Het is mogelijk dat dit moment precies in een korte periode met een relatief zeer lage of zeer hoge concentratie valt. Hiermee moet rekening worden gehouden als berekende concentraties worden vergeleken met de gemeten concentraties. De berekeningen leveren immers de over een rekentijdstap (decade of dag) gemiddelde concentraties.

Rekenmethode voor de prognose

Schematisatie

Het oppervlaktewater wordt opgedeeld in een regionaal deel (beken: primaire drainage, afwateringsgebied $> 20 \text{ km}^2$) en een lokaal deel (greppels, sloten, kleine zijbeken: secundaire en tertiaire drainage, afwateringsgebied $< 20 \text{ km}^2$). Het lokale deel wordt onderverdeeld in afwateringseenheden van 5 tot 20 km^2 . Het regionale deel wordt onderverdeeld in homogene segmenten. De afvoer en stofvracht uit de afwateringseenheden worden toegewezen aan de knopen aan het begin van de segmenten. Zie ook (De Blois en Smit, 2002).

Invoer

De drainagefluxen en de emissies van stoffen naar het oppervlaktewater worden onderscheiden naar drainagesysteem (primair, secundair, of tertiair) en gesommeerd per afwateringseenheid. De fluxen en emissies naar het primaire systeem worden direct toegewezen aan een knoop in het regionale systeem. De fluxen en emissies naar de overige twee systemen worden deels direct toebedeeld aan een knoop in het regionale systeem (snelle fractie) en deels toegewezen aan een denkbeeldig kanaal met een lengte die gelijk is aan de geschatte gemiddelde afstand vanaf de sloten in de afwateringseenheid tot het afwateringspunt (langzame fractie).

Lokaal systeem

De verblijftijd in het denkbeeldig kanaal wordt per tijdstap bepaald als het quotiënt van het geschatte watervolume en de afvoer. Emissies worden niet noodzakelijkerwijs in de tijdstap van emissie geloosd op het regionale systeem: in elke tijdstap wordt bijgehouden hoe ver het 'emissiepakketje' zich door het denkbeeldig kanaal verplaatst. Bij de schatting van het watervolume wordt onderscheid gemaakt naar het volume in het secundaire drainagesysteem en dat in het tertiaire drainagesysteem.

Regionaal systeem

Per (homogeen) beeksegment worden de waterdiepte, stroomsnelheid, en de verblijftijd berekend met behulp van de Chezy-vergelijking. Met de stuwen wordt rekening gehouden door op basis van de aanwezige stuwinformatie voor elk beeksegment een relatie af te leiden tussen de afvoer en het waterverhang in het segment (De Blois en Smit, 2002). Voor de beschrijving van het stoftransport worden drie mogelijke toestanden onderscheiden: opgelost, gehecht aan zwevend sediment, en gehecht aan waterplanten. Met behulp van verdelingscoëfficiënten wordt de stof over deze drie fasen verdeeld. De afbraak, vervluchtiging, en omzetting in deze drie fasen wordt beschreven met één 1^e-orde verdwijncoefficiënt per fase. Sedimentatie van zwevend stof treedt op als de actuele bodemschuifspanning de kritische bodemschuifspanning voor sedimentatie onderschrijft. De sedimentatieflux wordt bepaald volgens de formule van Krone (1962). Resuspensie van zwevend stof treedt op als de actuele bodemschuifspanning de kritische bodemschuifspanning voor resuspensie overschrijft. De ontwikkeling van de massa aan waterplanten gedurende het jaar wordt beschreven volgens een 'zaagtandmodel': lineaire groei in het voorjaar, plotselinge reductie door maaien in het voorjaar, lineaire groei in de zomer, plotselinge reductie door maaien in het najaar, korte lineaire groei in het najaar, lineaire afname door afsterven tot minimumniveau in de winter. De bodemruwheid wordt afhankelijk gesteld van de hoeveelheid waterplanten in de beek en is dus tijdsafhankelijk.

Ecologische effecten

Met RISTORI-relaties worden de berekende abiotiek (waterdiepte, stroomsnelheid, stofconcentraties, etc.) en gegevens over bodem en grondgebruik vertaald naar ecologische effecten. Deze modelkoppeling is nog in ontwikkeling.

Onzekerheden in de rekenmethode

Het BOREAS-model voor de Grootte Beerze is, op basis van STONE-uitvoer en gemeten RWZI-effluenten, gekalibreerd op de jaren 1986-1996 en vervolgens gevalideerd voor 1997-1999. De resultaten zijn redelijk goed (zie paragraaf 9.4). Kanttekening hierbij is dat gebruik wordt gemaakt van maandelijkse steekmonsters, terwijl de hydrologische invoer en de emissiegegevens op decade- of dagbasis zijn.

Met behulp van een ruwe gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse is onderzocht welke invoervariabelen of modelparameters de grootste bijdrage hebben aan de onzekerheid in de berekende nutriëntenvrachten en -concentraties. De belangrijkste onzekerheidsbronnen zijn: emissiegegevens, verdwijnings- en verdelings-coëfficiënten, en de parameters die het sedimenttransport beschrijven. De vertaling van abiotiek naar biotiek in RISTORI wordt ook als een belangrijke onzekerheidsbron beschouwd.

Invoer voor de berekeningen, casus 'Grootte Beerze'

De prognoses worden gemaakt voor een deel van het stroomgebied van de Beerze: het stroomgebied van de Grootte Beerze. De invoer voor de berekeningen met het GPST-verspreidingsmodel waarvan de resultaten in dit hoofdstuk worden besproken is afkomstig van de volgende bronnen:

- STONE 2.0: afvoeren en emissies van nutriënten via af- en uitspoeling van landbouwgronden per decade per mestplot per drainagesysteem, inclusief de emissies van nutriënten door atmosferische depositie (uit OPS);
- ER-C: emissies van nutriënten door puntbronnen;
- Regionale waterbeheerders: afvoeren en stofgehaltenes RWZI-effluenten, gemeten afvoeren en stofgehaltenes in het oppervlaktewater, leggegevens waterlopen, stuwgegevens;
- GIS: topografie waterlopen, begrenzingen en overige kenmerken afwateringseenheden.

Voor de jaren 1986-1999 worden de werkelijke weerjaren gebruikt. Voor de prognoses voor 2000-2029 worden de weerjaren 1996, 1986-1999 tweemaal achter elkaar doorgerekend. Voor 2030 wordt weer het weerjaar 1996 gebruikt. Hiermee wordt aangesloten bij de keuze die is gemaakt voor de landelijke evaluatie. De volgende varianten van verliesnormen worden beschouwd (zie Hoofdstuk 9.3):

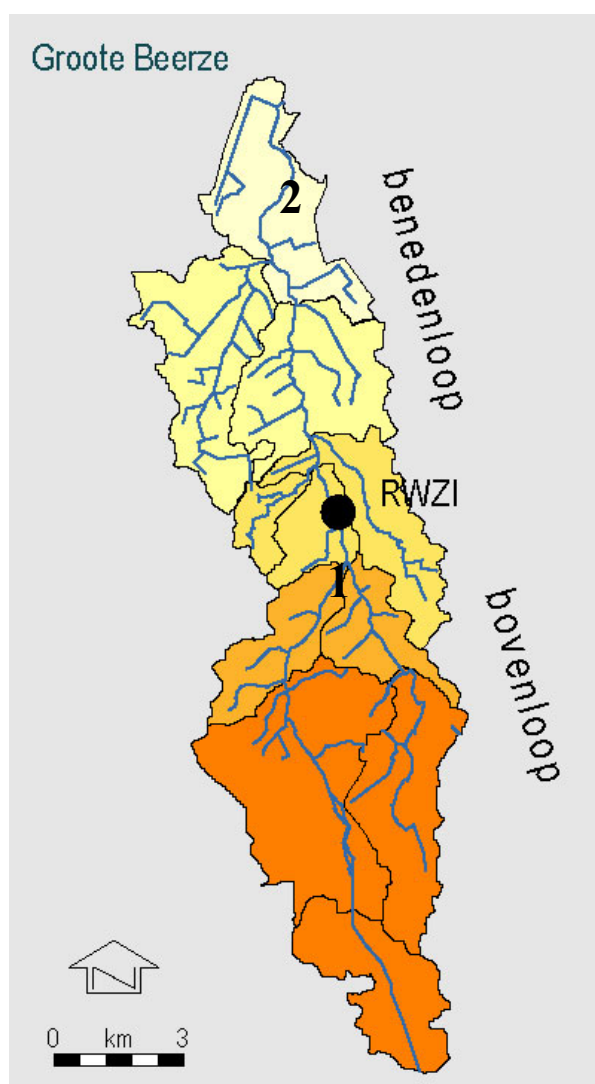
- referentie 1998 (variant A1);
- mestwet 2003 (variant D1);
- 'vergaand' (variant H).

9.3 Resultaten prognose

De concentraties van N-totaal en P-totaal worden op twee locaties in de Grootte Beerze gevolgd: in de bovenloop ter hoogte van de dorpjes Hapert en Bladel en in de benedenloop bij Westelbeers. De locatie ‘Hapert-Bladel’ ligt niet ver benedenstrooms van het punt waar de Goorloop en het Dalemstroompje samenstromen in de Grootte Beerze. De locatie ‘Westelbeers’ ligt dichtbij en bovenstrooms van het punt waar de Grootte Beerze splitst in het Omleidingskanaal en de oude loop van de Grootte Beerze. Tussen beide meetpunten loost de RWZI Hapert op de Grootte Beerze. Zie figuur 9.2.

Beschouwde varianten

Er zijn twee varianten beschouwd: A1 (huidig beleid) en H (vergaande reductie van de verliesnormen). Tabel 9.2 bevat de bijbehorende verliesnormen. Het effect van beide beleidsvarianten op de concentraties in 2030 is berekend met STONE 2.0 en het GPST-verspreidingsmodel (zie hoofdstuk 9.2). Het effect van de hydrologie is eruit gefilterd door de STONE-af- en uitspoelingsschattingen te middelen over de 15 jaren rondom de evaluatie-jaren 2000 en 2030.

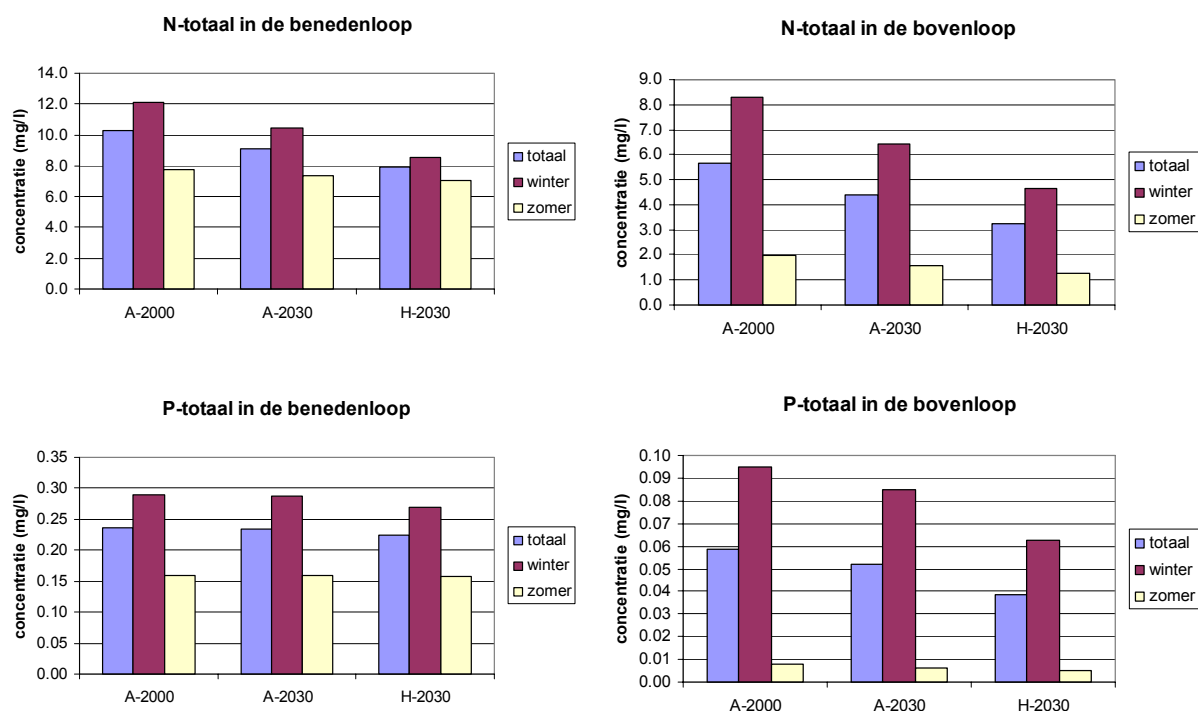


Figuur 9.2 Het stroomgebied van de Grootte Beerze met de RWZI (●), en de meetpunten Hapert-Bladel (1) en Westelbeers (2).

Hiernaast is de hele jaarreeks 1985-2030 doorgerekend voor de D1-variant. Deze berekeningen geven veel inzicht in de invloed van de hydrologie op het concentratieverloop. De jaren 2001-2014 en 2016-2029 hebben hierbij de hydrologie van 1986-1999. Voor 1985, 2000, 2015, en 2030 wordt de hydrologie van 1996 gebruikt. In tegenstelling tot de berekeningen voor de A- en de H-variant is voor deze berekeningen ook de reductie van de lozingen van de RWZI-Hapert geschat (De Rijk, 2001). De emissies door de overige bronnen, zoals overstorten, erfafspoeling, etc. zijn wel constant gehouden.

Resultaten varianten A1 en H

Figuur 9.3 bevat de resultaten van de berekeningen van de gemiddelde N-totaal- en P-totaal-concentratie voor 2000 en 2030 bij de varianten A1 en H. Onderscheid wordt gemaakt naar het winter en het zomergemiddelde. Tabel 9.1 bevat de bijbehorende reductiepercentages.



Figuur 9.3 Rekenresultaten voor N en P in de boven- en de benedenloop van de Grote Beerze.

In de bovenloop heeft de grootste reductie van concentraties plaats, zowel voor N als voor P. Dit heeft te maken met de aanwezigheid van een andere grote emissiebron, de RWZI-Hapert, die de concentraties in de benedenloop sterk beïnvloedt maar die in de bovenloop niet. Voor P varieert de bijdrage van de RWZI aan de stofvracht benedenstrooms van 47% tot 70% in de jaren 1997-1999 en voor N van 22% tot 41%.

Tabel 9.1 Reductie van de gemiddelde concentratie N en P (%) in 2030 bij de varianten A1 en H ten opzichte van de concentraties in 2000 bij variant A1.

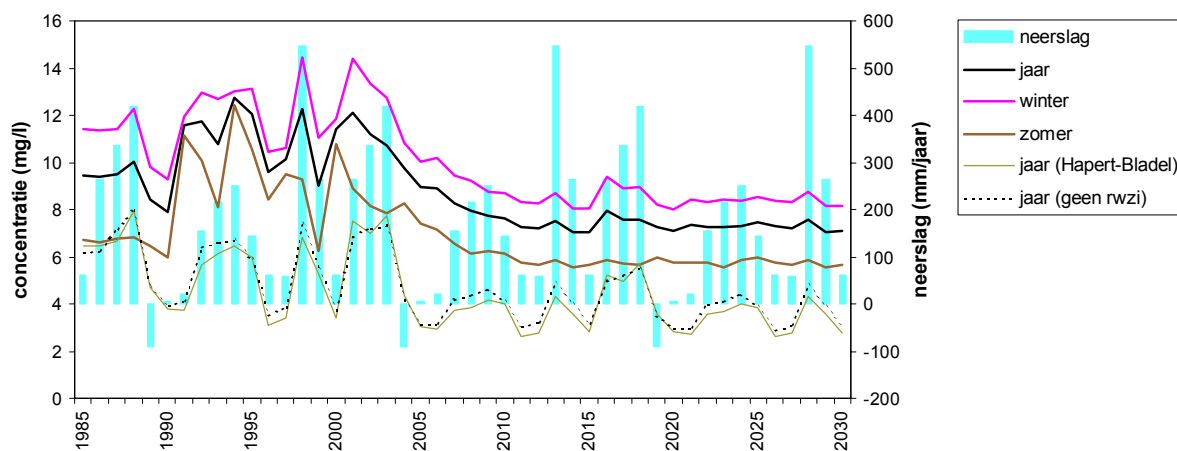
Reductie- %	Bovenloop		Benedenloop		
	A-2030	H-2030	A-2030	H-2030	
N-totaal	totaal	22	43	11	23
	winter	22	44	14	29
	zomer	22	36	5	9
P-totaal	totaal	11	34	1	5
	winter	10	34	1	7
	zomer	26	38	1	1

Zelfs de vergaande reductie van de verliesnormen onder variant H blijkt onvoldoende om in 2030 het richtinggevende MTR (zie hoofdstuk 3) voor N-totaal (2.2 mg/l) te halen. Dit geldt zowel voor de boven- als voor de benedenloop. Voor P-totaal in de benedenloop overschrijden de P-concentraties het richtinggevende MTR (0.15 mg/l). Ook bij de vergaande variant H is de reductie van de P-concentraties daar in 2030 minimaal. In de bovenloop komen ook bij huidig beleid de P-concentraties al onder het MTR-niveau, maar dit is zeker geen garantie dat daardoor ook een goede ecologische waterkwaliteit optreedt. Het kentel voor beken waarbij deze toestand optreedt is 0.02 mg P/l (tabel 9.1, Van Liere en Jonkers, 2002). De voorspelde P-concentraties bij de vergaande variant zijn in de benedenloop nog een factor 10 en in de bovenloop een factor twee groter dan deze 0.02 mg/l.

Er is een duidelijk verschil waar te nemen tussen de winter- en de zomersituatie. Met name voor P-totaal zijn de concentraties in de zomer gemiddeld veel lager.

Resultaten variant D1

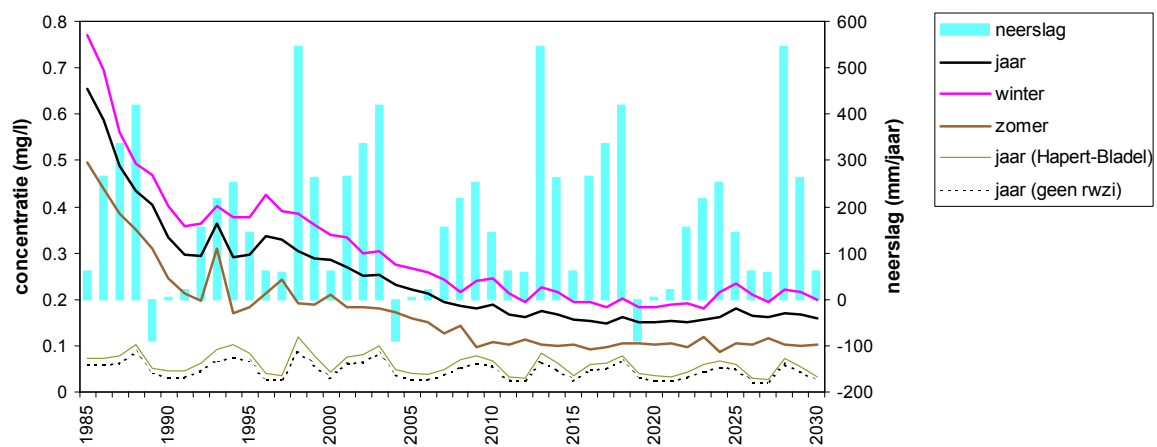
Figuren 9.4 en 9.5 bevatten de resultaten van de berekeningen voor de jaarreeks 1985-2030 onder de D1-variant. Gegeven zijn de jaargemiddelde concentraties voor de locatie 'Westelbeers', waarbij nader onderscheid is gemaakt naar het winter- en het zomergemiddelde. Voor Hapert-Bladel zijn alleen de jaargemiddelden in de grafieken opgenomen. Daarnaast zijn ook de jaargemiddelde concentraties berekend als wordt aangenomen dat de RWZI Hapert geen effluent op de beek loost. Verder bevatten de grafieken, om de relatie met de hydrologie te verduidelijken, voor elk jaar de totale netto-neerslag.



Figuur 9.4 Berekende concentraties van N-totaal onder de D1-variant.

Voor N-totaal is er zowel in de boven- als in de benedenloop na 2005 een dalende trend waarneembaar. Wat betreft P-totaal is in de bovenloop geen significante reductie van de concentraties zichtbaar. In de benedenloop heeft wel een geleidelijke reductie plaats die ervoor zorgt dat de jaargemiddelde concentratie het niveau van het (richtinggevende) MTR van 0.15 mg/l bereikt. Dat dit laatste niet geldt voor de berekende concentratie in 2030 onder de strengere H-variant komt doordat bij de berekening voor de H-variant is uitgegaan van ten opzichte van 2000 onveranderde P-lozingen door de RWZI-Hapert. Een jaargemiddelde concentratie die onder het MTR-niveau ligt is echter nog zeker geen garantie voor een goede ecologische waterkwaliteit. Zie hoofdstuk 9.3 en tabel 9.1. Bovendien zijn de gemiddelde winterconcentraties van P-totaal steeds ongeveer 0.05 mg/l hoger dan de jaargemiddelde

concentraties. Ook voor N-totaal bestaan er grote verschillen tussen de winter- en de zomerconcentraties.



Figuur 9.5 Berekende concentraties van P-totaal onder de D1-variant en de norm (MTR).

Vergelijking met de situatie zonder RWZI leidt tot de conclusie dat met name voor P-totaal de dalende trend in de berekende concentraties grotendeels op het conto van de verminderde nutriëntenlozingen door de RWZI kan worden geschreven.

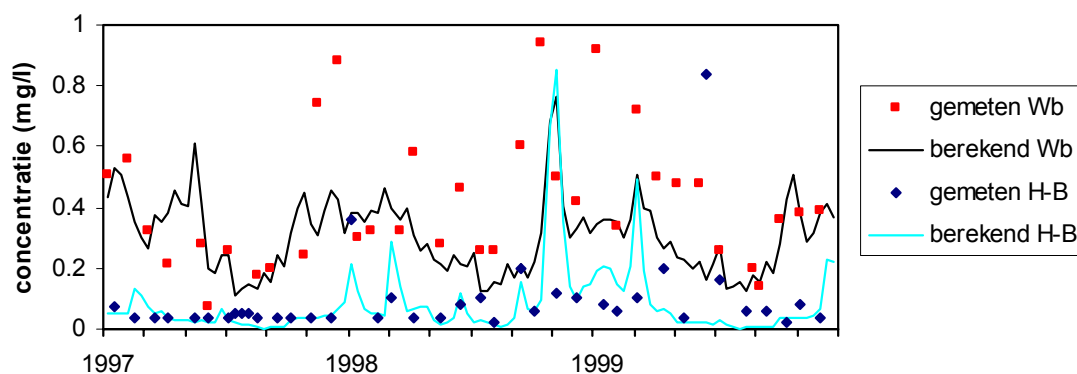
Uit de figuren wordt duidelijk dat de nutriëntenconcentraties in de bovenloop sterker worden beïnvloed door de hydrologie dan in de benedenloop. Dit wordt veroorzaakt door het feit dat de RWZI Hapert met een tamelijk constant debiet op de benedenloop loost.

Het afkoppelen van de RWZI brengt de concentraties bij Westelbeers op het niveau van de concentraties bij Hapert-Bladel. Voor N-totaal komen de jaargemiddelde concentraties daarmee onder de 4 mg/l, voor P-totaal onder de 0.1 mg/l.

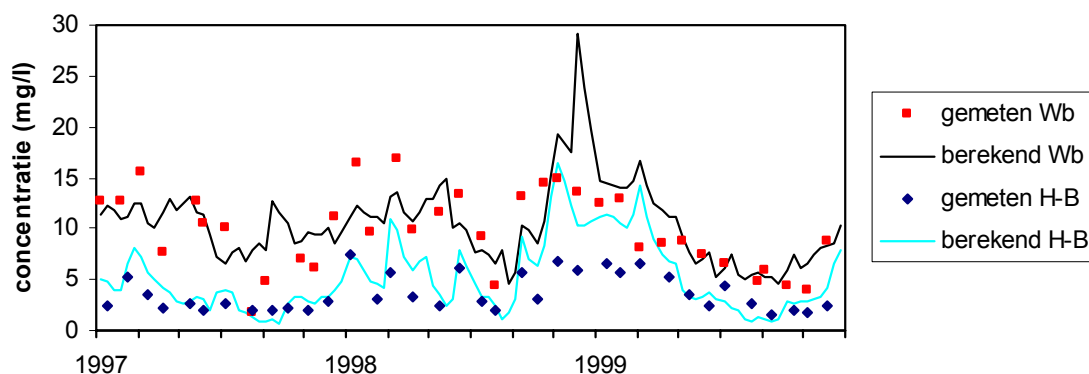
9.4 Plausibiliteit van de resultaten

Validatie

Het GPST-verspreidingsmodel voor de Groote Beerze is, op basis van STONE-uitvoer en gemeten RWZI-effluenten, gekalibreerd op de jaren 1986-1996 en vervolgens gevalideerd voor 1997-1999. De validatieresultaten zijn terug te vinden in de figuren 9.6 en 9.7.



Figuur 9.6 *Berekende concentraties P-totaal bij Hapert-Bladel (H-B) en Westelbeers (Wb) voor 1997-1999.*



Figuur 9.7 *Berekende concentraties N-totaal bij Hapert-Bladel (H-B) en Westelbeers (Wb) voor 1997-1999.*

In de figuren is zichtbaar dat het verloop van de berekende concentraties redelijk goed overeenkomt met het verloop van de metingen. Uitschieters naar boven of beneden in de metingen worden in het algemeen niet gevolgd. Dit kan verklaard worden door het feit dat de metingen momentopnames zijn, terwijl de berekende concentraties decadegemiddelden zijn. In de extreem natte winter van 1998/1999 is er met name voor N-totaal duidelijk sprake van een overschatting van de concentraties. Dit kan enerzijds veroorzaakt zijn door een overschatting van de toevoer van nutriënten door het uit- en afspoelingsmodel (STONE), anderzijds door een te geringe afbraak bij extreme afvoeren in het verspreidingsmodel.

Regionale toepassing STONE

Voor de schattingen van de af- en uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater op regionaal niveau is het regionaal verbruiks- en emissiemodel REVEM (Beekman *et al.*, 2002) ontwikkeld. De bedoeling is de varianten van verliesnormen A1 en H, en een variant met een andere hydrologie en veranderend landgebruik met REVEM door te rekenen. De resultaten hiervan zullen worden opgenomen in het achtergronddocument bij dit hoofdstuk (De Blois, 2002).

Toepassing van STONE 2.0 op het niveau van bovenloop of benedenloop (± 5000 ha) van de Groote Beerze is oneigenlijk. De hydrologie van STONE 2.0 is wel op dat niveau plausibel verklaard (Kroon *et al.*, 2001), maar de af- en uitspoelingsgetallen niet (Rötter *et al.*, 2001). Dat uit bovenstaande validatie volgt dat de combinatie van de af- en uitspoelingsgetallen uit STONE, de gemeten RWZI-effluenten, en het GPST-verspreidingsmodel tot redelijk betrouwbare schattingen van de nutriënten-concentraties in de Groote Beerze leidt, wil nog niet zeggen dat de STONE-schattingen goed zijn. Te hoge of te lage waarden voor de uit- en afspoeling van nutriënten uit STONE kunnen immers gecompenseerd worden door een te hoge of te lage retentie van stoffen in de lokale afwateringseenheden, zodat de berekende concentraties in het regionale oppervlaktewater wel goed zijn. De validiteit is dan ook alleen aangetoond voor de berekende concentraties op de twee beschouwde meetlocaties in de Groote Beerze. In het algemeen kan gesteld worden dat een model alleen valide verklaard kan worden binnen de grenzen van de omstandigheden waaronder de waarnemingen, waaraan het model gekalibreerd en gevalideerd is, hebben plaatsgevonden. In dit specifieke geval worden deze omstandigheden met name bepaald door de hydrologie, het verbruik van nutriënten, en de emissie van nutriënten naar het oppervlaktewater.

Andere bronnen

Naast lozingen van RWZI-effluent en af- en uitspoeling van in de landbouw gebruikte meststoffen zijn er nog een aantal andere routes waarlangs nutriënten het oppervlaktewater bereiken, zoals: overstort van riolen, regenwaterriolen, erfafvoer, meemesten van sloten, glastuinbouw, atmosferische depositie, lozingen van niet-gerioleerde huizen en bedrijven. Uit een analyse van de bijdrage van de verschillende emissieroutes aan de emissie van nutriënten naar het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Beerze voor 1997-1999 volgt dat het RWZI-effluent en de af- en uitspoeling vanuit de landbouw de belangrijkste emissieroutes van nutriënten zijn in het beschouwde gebied (De Blois, 2002). De grootste bijdrage aan de emissies wordt geleverd door de landbouw via af- en uitspoeling. Met name voor stikstof en voor fosfaat in natte jaren is het aandeel van de af- en uitspoeling relatief zeer groot.

Emissieroutes die sterk gestuurd worden door neerslagpieken, zoals overstorten en regenwaterriolen, kunnen lokaal en gedurende korte periode wel een relatief grote bijdrage leveren aan de emissies van nutriënten naar het oppervlaktewater. Verder concludeert De Blois (2002) dat ook de erfafvoer een relevante emissieroute kan zijn, met name voor gebieden met veel melkveehouderijbedrijven. Dit zou betekenen dat het de moeite loont om de boeren te stimuleren volgens 'goede landbouwpraktijken' te gaan werken.

9.5 Conclusie

Een combinatie van maatregelen die ingrijpen op zowel de landbouwemissies, als de communale lozingen én het hydrologisch systeem lijkt de meeste kans te hebben om binnen afzienbare termijn een relevante stap te maken in de richting van de gewenste ecologische waterkwaliteit.

Voor fosfaat zijn de verbeteringen van de waterkwaliteit die bereikt kunnen worden door een zeer stringent mestbeleid (variant H) tegenvallend te noemen. In de door de RWZI beïnvloede wateren is, zeker op de korte termijn, meer te bereiken met de verdere sanering van de lozingen van die RWZI. Voor stikstof heeft een zeer stringent mestbeleid meer effect op de beschouwde wateren, maar afgezet tegen de huidige inzichten met betrekking tot het effect van stofconcentraties op de aquatische ecologie is het is nog steeds onvoldoende om de gewenste ecologische oppervlaktewaterkwaliteit te kunnen garanderen.

De hydrologie heeft, met name in de bovenloop en voor fosfaat, een sterke invloed op de nutriëntenconcentraties: in natte jaren kan dit zorgen voor relatief hoge concentraties.

Met name voor stikstof en voor fosfaat in natte jaren is het aandeel van de af- en uitspoeling van landbouwgebonden mestgiften aan de totale emissies van nutriënten relatief (zeer) groot. Naast de lozingen van RWZI's en de af- en uitspoeling, kunnen voor specifieke gebieden of gedurende korte periodes van hevige regenval ook andere emissieroutes, zoals overstorten en erfafvoer, een rol van betekenis spelen. Het verdient aanbeveling de invloed van deze overige routes op de ecologische waterkwaliteit nader te bestuderen.

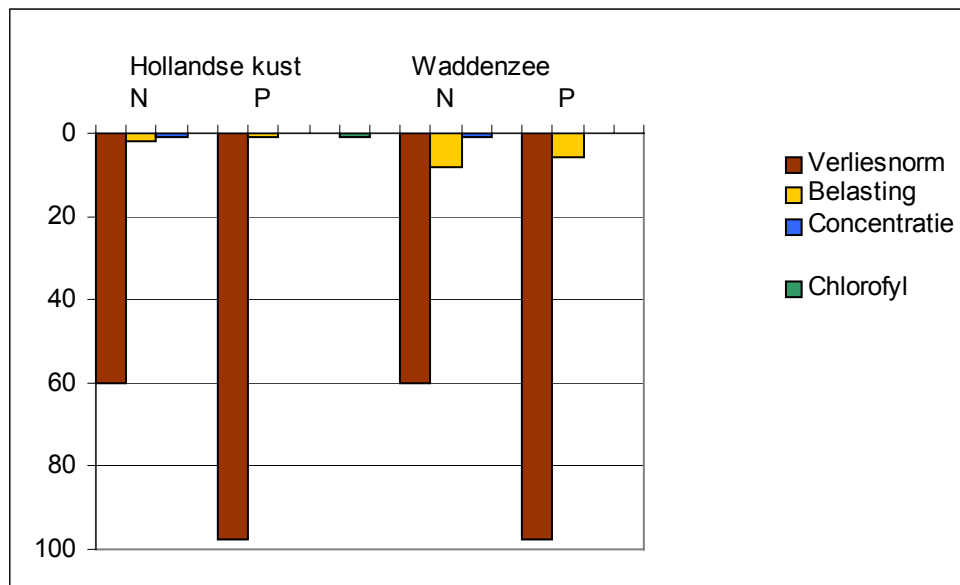
10 Kwaliteit zoute kustwateren

Theo Prins (RIKZ)

10.1 Resultaten op hoofdlijnen

Aanscherping van de verliesnormen heeft nauwelijks effect op de belasting van de zoute wateren (Noordzee kuststrook en Waddenzee). Aanscherping van variant A naar H leidt tot een vermindering van de belasting van de zoute wateren met minder dan 5%. De geringe effecten van aanscherping worden veroorzaakt door de geringe afname van de concentraties in de zoete oppervlaktewateren bij aanscherping van de verliesnormen, en door de relatief grote bijdrage van grensoverschrijdende rivieren aan de totale afvoer van stikstof en fosfor naar het kustwater (hoofdstuk 7). De verschillen in nutriëntenvrachten naar zee tussen de varianten leiden tot geringe verschillen in concentraties van stikstof en fosfor, van maximaal 3% op locaties dicht bij de lozingspunten, maar over de gehele kuststrook bezien minder dan 1%. De effecten van de varianten op de concentratie van chlorofyl zijn van een zelfde omvang (figuur 10.1).

Ten opzichte van 1996 daalt de belasting met stikstof met ongeveer 35%, en de belasting met fosfaat met ongeveer 20%. Deze daling wordt voornamelijk veroorzaakt door daling in de aanvoer via grensoverschrijdende rivieren (tabel 6.3). Naar verhouding daalt de belasting naar de Hollandse kustzone iets sterker dan de directe belasting op de Waddenzee.



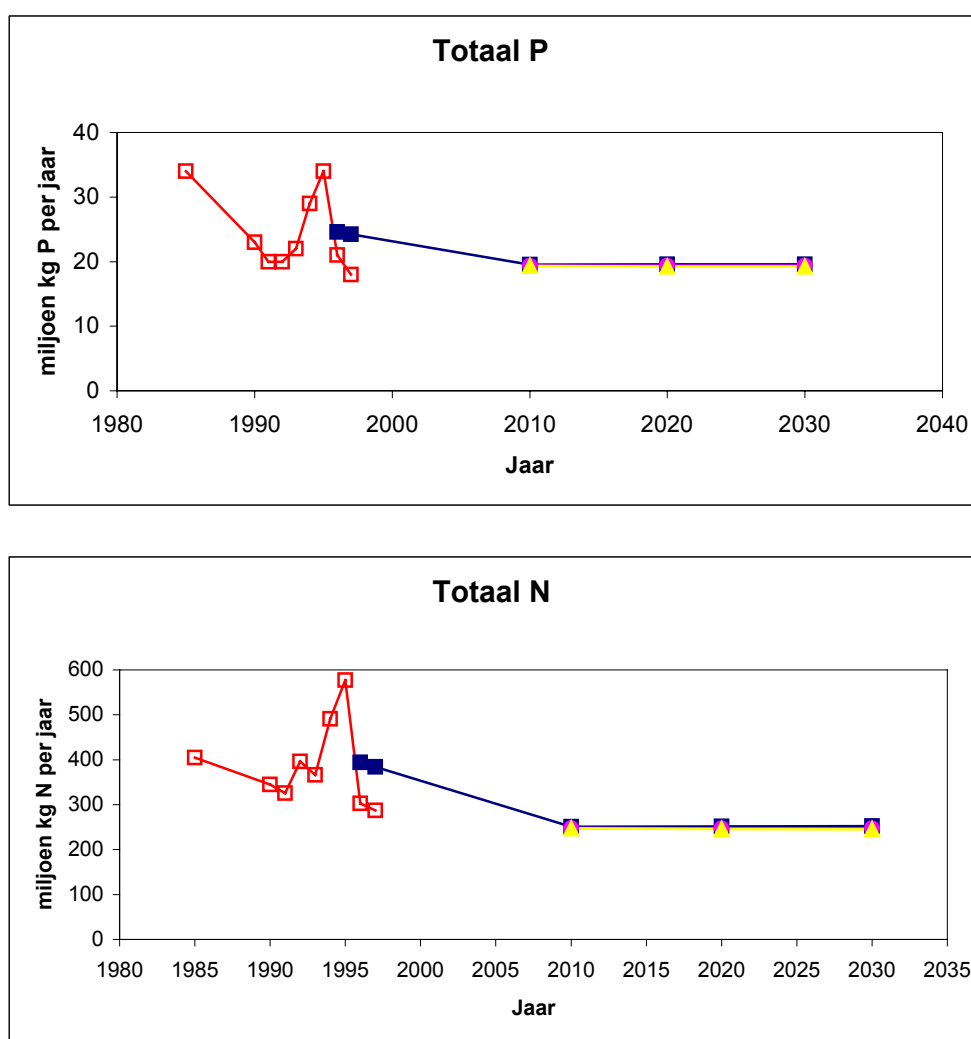
Figuur 10.1. Relatieve verschillen voor stikstof en fosfor van variant H ten opzichte van variant A1 in 2030 in de grootte van de verliesnormen, de belasting van de kustwateren, en de concentraties in de kuststrook voor de Hollandse kust en in de Waddenzee. Daarnaast is de verandering in de chlorofylconcentratie in de kuststrook weergegeven.

10.2 Werkwijze in detail

De invloed van uit- en afspoeling van nutriënten op de vrachten van nutriënten naar de kuststrook is berekend met behulp van het model Stofstromen (hoofdstuk 7). De effecten van de nutriëntenvrachten op de concentraties van nutriënten en chlorofyl in de Nederlandse kustwateren zijn vervolgens berekend met behulp van het ecologische model ONL-GEM, dat

een beschrijving geeft van de gehele Nederlandse kuststrook inclusief de Waddenzee (WL, 2002).

De concentraties van nutriënten in de grote Rijkswateren zijn berekend voor het referentiejaar 1996, en voor de varianten A, D1, en H voor de jaren 2010, 2020 en 2030 (hoofdstuk 7). Aan de hand van concentraties en debieten voor 15 verschillende punten zijn de lozingen naar de kustwateren, voor de verschillende varianten, berekend. Uit een vergelijking tussen de varianten blijkt, dat deze slechts in geringe mate verschillen in de omvang van de nutriëntenvrachten naar zee (< 5%). Uit een vergelijking met de gemeten vrachten naar zee over de periode 1985-1997 blijkt wel, dat er nog een aanzienlijke daling in de nutriëntenvrachten naar zee te verwachten is, van ongeveer 20% voor totaal-P en ongeveer 35% voor totaal-N (figuur 10.2). Deze daling wordt veroorzaakt door dalende aanvoer vanuit het buitenland via grensoverschrijdende rivieren, zoals blijkt uit tabel 6.3



Figuur 10.2. Vrachten van stikstof en fosfor naar de Noordzee. Resultaten voor de jaren 1985-1997 zijn gemeten vrachten (open vierkanten). Voor de periode 1996-2030 zijn de berekende vrachten voor de varianten A (dichte vierkanten), D (cirkels) en H (driehoeken) weergegeven.

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

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

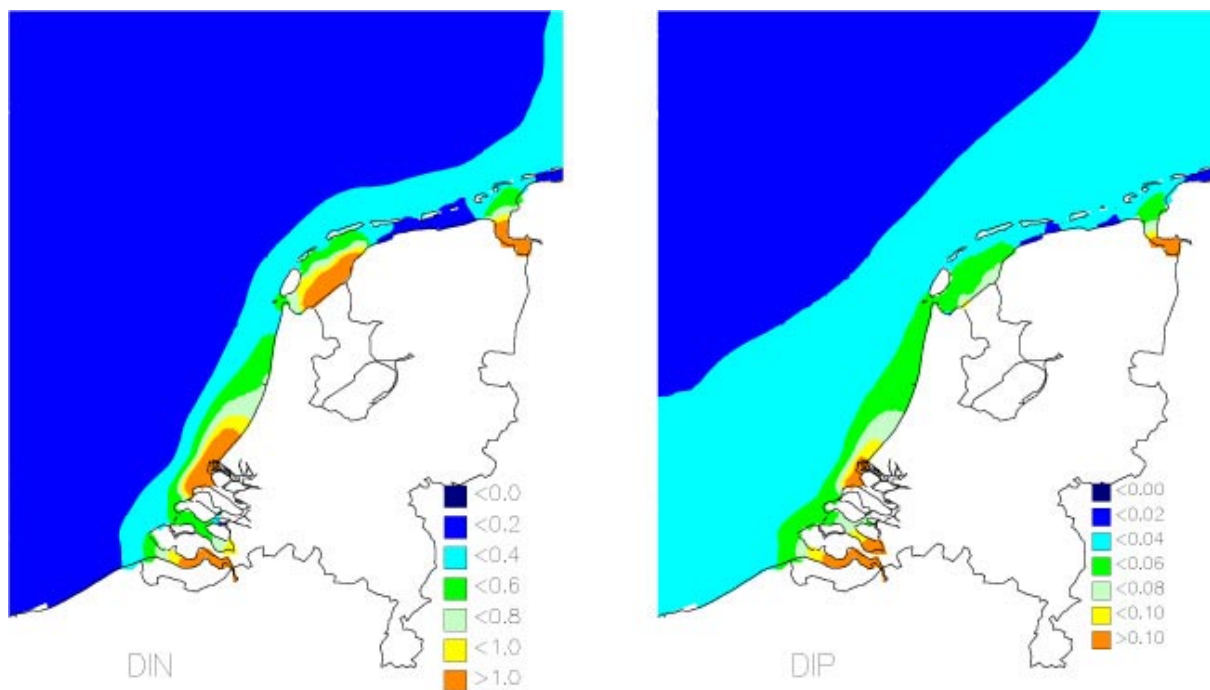
10.3 Effecten van varianten

De winterconcentraties van nutriënten in de Nederlandse kuststrook vertonen een gradiënt als gevolg van de menging van nutriëntenrijk rivierwater met het veel voedselarmere oceaانwater, dat via het Kanaal naar de Nederlandse kuststrook wordt getransporteerd. De concentraties van nutriënten zijn daarom het hoogst bij de monding van de grote rivieren (Schelde, Rijn/Maas), en in de westelijke Waddenzee waar vanuit het IJsselmeer gespuid wordt (variant H is de ruimtelijke verdeling van nutriënten in 2030 weergegeven in figuur 10.4. In de gehele kuststrook, waar de nutriëntenconcentraties hoger zijn dan op de centrale Noordzee, dalen de winterconcentraties van opgelost anorganisch stikstof (DIN) en fosfaat (DIP) in vergelijking met 1996. De grootste veranderingen treden op bij de uitstroom van de grote rivieren en het IJsselmeer. Zoals reeds opgemerkt, wordt deze daling vooral veroorzaakt door de dalende rivieraanvoer vanuit het buitenland.

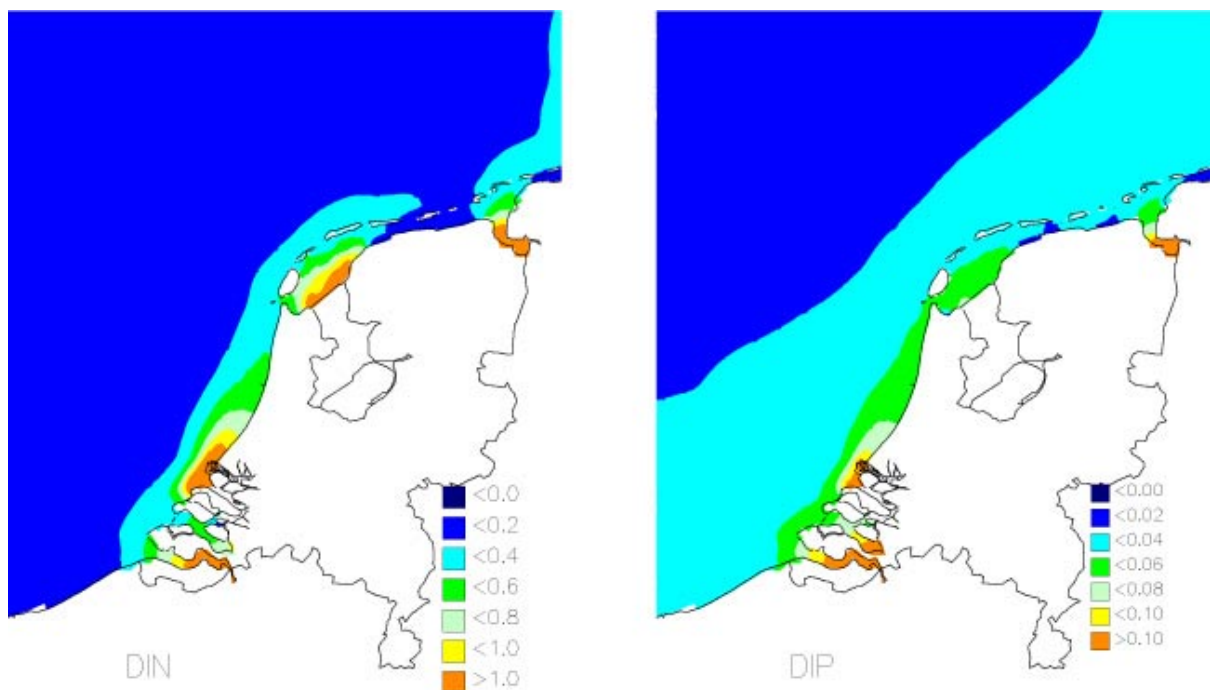
De verschillen tussen de varianten A, D1 en H in vrachten naar zee zijn gering. Als gevolg hiervan, zijn ook de verschillen in concentraties van nutriënten uitermate beperkt, en alleen lokaal, dicht bij de belangrijkste bronnen, terug te vinden. Uit een vergelijking tussen variant A en variant H blijkt, dat de wintergemiddelde concentraties van DIN en DIP in variant H op die locaties maximaal 3% lager zijn dan in variant A (figuur 10.5a). Over de gehele kuststrook bezien zijn de verschillen minder dan 1%. De effecten op algenbloeien, uitgedrukt in de jaargemiddelde concentraties van chlorofyl-*a*, zijn globaal van een zelfde grootte (figuur 10.5b).

Naast de effecten op wintergemiddelde nutriëntenconcentraties en jaargemiddelde chlorofylconcentraties, is ook nagegaan wat de effecten van de verschillende varianten op het seizoensverloop is. Lagere winterconcentraties kunnen tot gevolg hebben, dat gedurende het voorjaar of de zomer langere periodes met lage nutriëntenconcentraties ontstaan. Dit kan tot gevolg hebben dat gedurende langere tijd de algengroei geremd wordt door onvoldoende beschikbaarheid van stikstof of fosfor. Het berekende seizoensverloop op het punt Noordwijk 10 van de concentraties van DIN, DIP en chlorofyl in 1996, en in 2030 voor de varianten A, D1 en H, is weergegeven in Figuur 10.5. Dit punt is gelegen op 10 km uit de kust bij Noordwijk, en ligt dus stroomafwaarts van de uitstroom van Rijn en Maas via het Haringvliet en de Nieuwe Waterweg. Ook hier geldt dat de drie varianten A, D1 en H niet wezenlijk van elkaar verschillen. Wel kan geconcludeerd worden dat de daling in de nutriëntenvracht naar zee ten opzichte van 1996, resulteert in een iets langere zomerperiode met lage stikstofconcentraties, als gevolg waarvan ook de zomerbloeien van algen met ongeveer 10%

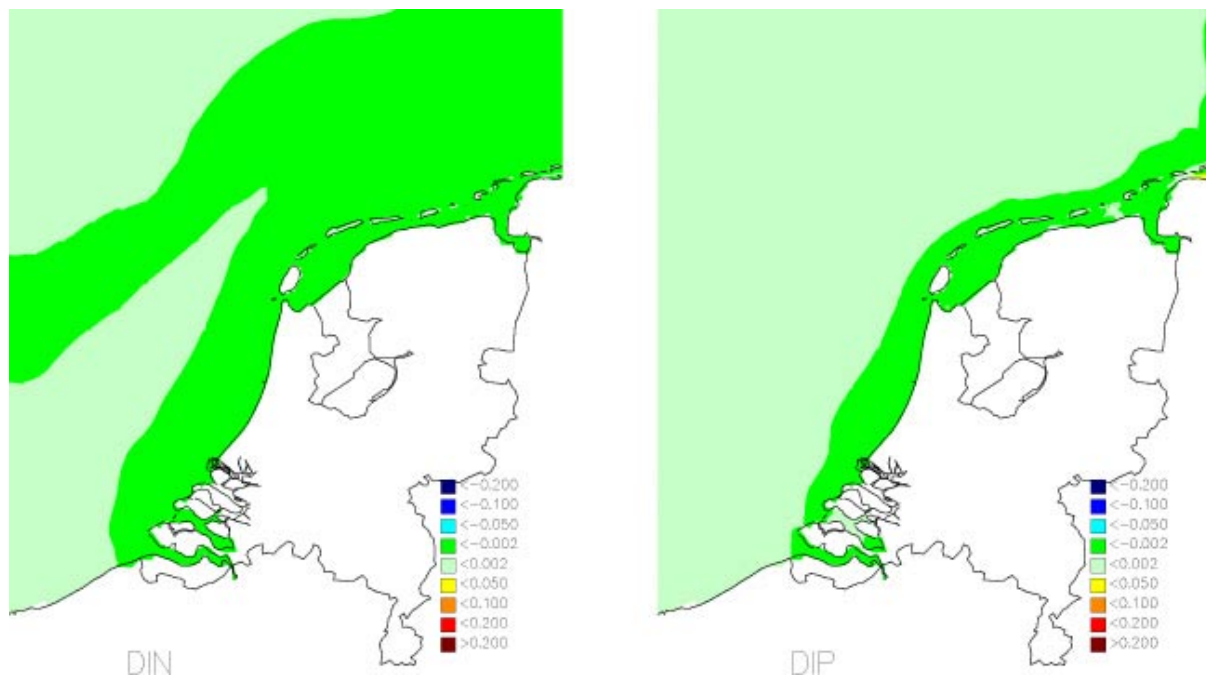
in omvang afnemen. Zoals al eerder gesteld, is dit verschil tussen de varianten en de voor 1996 berekende situatie een gevolg van dalende buitenlandse aanvoer.



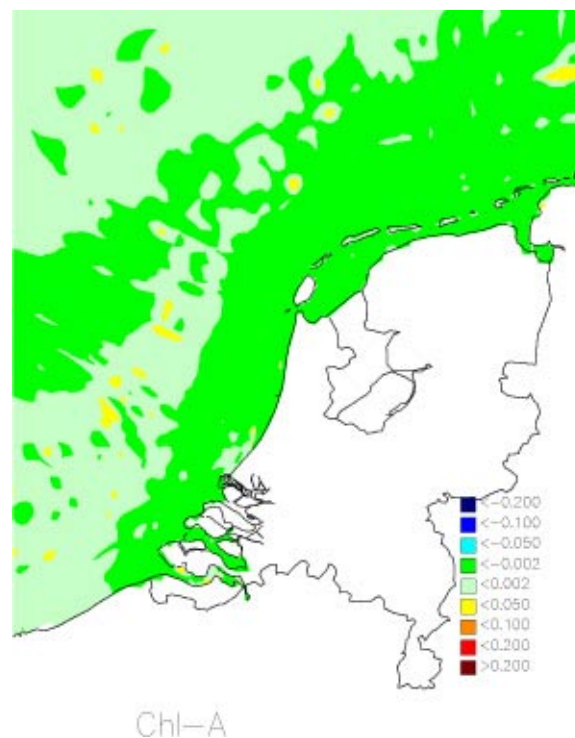
Figuur 10.3 De berekende gemiddelde winterconcentraties van opgelost anorganisch stikstof (DIN in mg l^{-1}) en fosfaat (DIP in mg l^{-1}) in de Nederlandse kustzone in 1996 (WL, 2002).



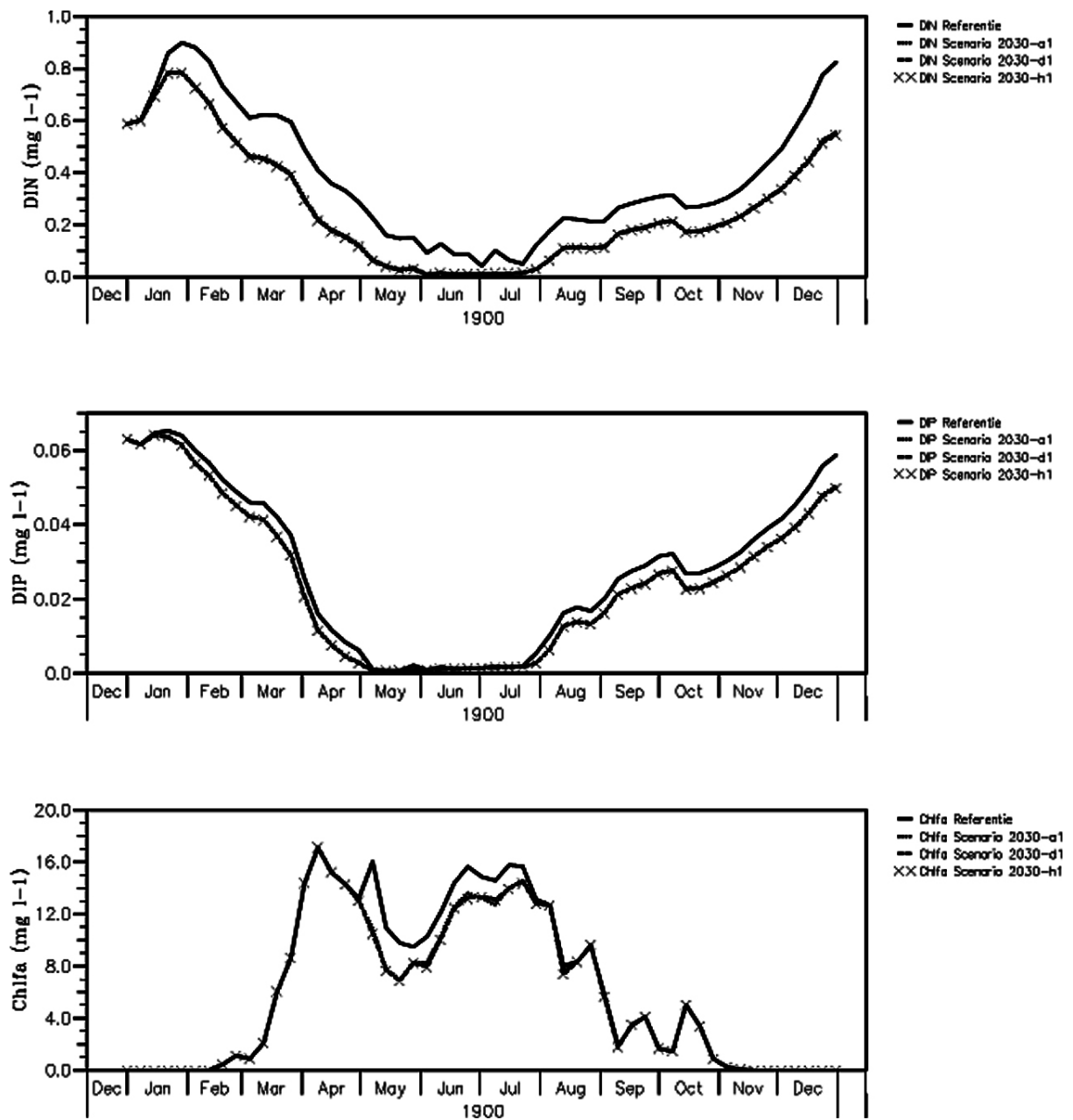
Figuur 10.4. De berekende gemiddelde winterconcentraties van opgelost anorganisch stikstof (DIN in mg l^{-1}) en fosfaat (DIP in mg l^{-1}) in de Nederlandse kustzone voor variant H in 2030 (WL, 2002).



Figuur 10.5a. De relatieve verschillen tussen variant A en variant H in 2030 in de gemiddelde winterconcentraties van DIN en DIP. Het verschil tussen de varianten is berekend als relatieve verandering t.o.v. variant A (voorbeeld: $-0.05 = H$ 5% lager dan A) (WL, 2002).



Figuur 10.5b. De relatieve verschillen tussen variant A en variant H in 2030 in de jaargemiddelde chlorofylconcentratie. Het verschil tussen de varianten is berekend als relatieve verandering t.o.v. variant A (voorbeeld: $-0.05 = H$ 5% lager dan A) (WL, 2002).



Figuur 10.6. De berekende seizoensvariatie in de concentraties van DIN, DIP en chlorofyl in 1996 (getrokken lijn) en voor de varianten A, D1 en H in 2030, op de locatie Noordwijk 10 (WL, 2002).

11. Discussie en conclusies

Het uiteindelijke doel van de aanscherping van verliesnormen is om eutrofiëring van het milieu te verminderen tot de gewenste niveaus, waardoor (eco)toxicologische risico's voor mens en dier verminderen en de ecologische waarde van zoete en zoute oppervlaktewateren en van bos- en natuurterreinen verbeteren tot de gewenste niveaus.

Aanscherping van verliesnormen leidt tot daling van de nitraatconcentraties in het grondwater. Vooral het areaal met extreem hoge nitraatgehalten (>100 mg per liter) neemt fors af. Toxicologische risico's voor mens en dier bij het nuttigen van drinkwater, bereid uit grondwater, nemen daardoor af. Er is echter geen studie verricht naar de mate waarin toxicologische risico's afnemen bij de verschillende varianten.

Aanscherping van verliesnormen leidt tot daling van stikstof- en fosforconcentraties in zoete en zoute oppervlaktewateren, maar de daling is heel bescheiden. Voor de meeste oppervlaktewateren blijft de belasting met stikstof en fosfor echter (veel) te hoog voor ecologische herstel. Om de gewenste ecologische doelen voor de verschillende typen oppervlaktewateren te realiseren, dient de totale belasting van het zoete oppervlaktewater te verminderen met 80 tot 90% voor fosfor en met 50 tot 90% voor stikstof (Van Liere en Jonkers, 2002). De berekende vermindering van de belasting door de landbouw, bij aanscherping van verliesnormen van variant A naar H, is 15 % voor fosfor en 25% voor stikstof. Omdat de landbouw een bijdrage levert van 45 tot 60 % aan de totale belasting van het oppervlaktewater, is de vermindering van de belasting, zelfs bij implementatie van variant vergaand (H), onvoldoende om de ecologische doelen voor het oppervlaktewater te realiseren. Vertroebeling van oppervlaktewateren, overwoekering van plassen door één of enkele soorten, de kroosbedekking van sloten, zuurstofloosheid van gestratificeerde delen van meren en kustzones, en ontwikkeling van draadalgen en blauwwieren (die toxische stoffen uitscheiden) zullen daardoor slechts weinig afnemen. Aanvullende maatregelen kunnen echter een forse bijdrage leveren, waardoor ecologische herstel kan worden bevorderd (zie tekstbox 'Ecologisch herstel aquatische systemen').

De kosten die de landbouw moet maken bij het implementeren van de varianten van verliesnormen blijken fors te zijn. Het is interessant om deze kosten te vergelijken met kosten die door andere sectoren worden gemaakt om hetzelfde doel (een vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met nutriënten) te bereiken. Naast landbouw zijn er twee andere grote sectoren die het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat belasten, namelijk de industrie en de RWZI's. De industrie heeft in de periode 1985-2000 een forse slag gemaakt met de reductie van deze emissies, zowel voor stikstof ca. 75% als voor fosfaat ca. 89%. De RWZI's hebben in die periode een forse vermindering van vooral fosfaatemissies weten te bereiken. Unie van Waterschappen heeft de kosten die gemaakt worden om de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat door RWZI's te verminderen in kaart gebracht.

De jaarlijkse kosten voor defosfatering bedroegen in 1995 ca 37 miljoen euro, en eind jaren 90 ca. 43 miljoen euro. Voor verbetering van de verwijdering van stikstof worden momenteel nog veel investeringen gepleegd. Naar schatting bedragen de totale (landelijke) kosten voor stikstofverwijdering in de periode 2000-2005 ca 450 miljoen euro. Dit brengt de totale jaarlijkse kosten voor verwijdering van stikstof en fosfaat uit afvalwater in die periode op 133 miljoen euro (Unie van Waterschappen, 1995). De kosten die worden gemaakt om de gevolgen van schade door eutrofiëring en verzuring in natuurgebieden te herstellen zijn niet precies bekend. Een globale schatting geeft aan dat jaarlijkse meer dan 50 miljoen euro wordt uitgegeven aan een veelheid van maatregelen (Jan Vreke, persoonlijke mededeling).

De effecten van aanscherping van verliesnormen hebben vooral een ‘regionaal’ effect. In een recent artikel in *Science* geven Tilman *et al* (2001) aan dat de mondiale toename van de eutrofiëring van het milieu door de landbouw tot ecologische veranderingen op mondiale schaal leiden (mede door de toenemende wereldbevolking). Het is juist de toename in schaal, van lokale tot regionale, continentale en mondiale dimensies van de eutrofiëring door de landbouw op de wereld, die zorgen baart. Grootschalige afname in soorten en toename in enkele individuen (afname biodiversiteit) leiden tot vermindering in stabiliteit en herstelvermogen van ecosystemen op grote schaal. Dit suggereert dat de (ecologische effecten van) aanscherping van verliesnormen niet enkel op regionale schaal beschouwd dienen te worden.

Aanscherping van verliesnormen is een stap in de richting van meer duurzame landbouw conform de doelstellingen van NMP-4. In de rekenschap van de effecten met betrekking tot ‘hier en nu’ en ‘elders en later’ verdienen de volgende aspecten nog vermelding:

- De fosfaatophoping in de bodem neemt bij alle varianten, behalve variant H, verder toe; de ecologische effecten van reeds fosfaatverzadigde bodems en van de voortgaande fosfaatophoping worden naar de toekomst afgewenteld. Tegenover de ophoping in de Nederlandse bodem staat uitputting van de bodem op veel plaatsen elders op de wereld en uitputting van de gemakkelijk beschikbare voorraad fosfaaterts
- Ook bij afwezigheid van een landelijk mestoverschot in 2003 bij verliesnormen van variant D1 of D2, kan slechts 50-60% van de op de bedrijven geproduceerde dierlijke mest ook op eigen bedrijf worden geplaatst (Staalduinen *et al.*, 2002). De overige 40-50% wordt getransporteerd naar andere bedrijven in Nederland (ruim 30%) en geëxporteerd naar het buitenland (ruim 10%). Deze mestbewegingen gaan gepaard met veel transport en zijn gevoelig voor energieprijzen, dierziekten, etc.
- De Nederlandse veehouderij is afhankelijk van import van veevoer dat elders is geproduceerd. Deze import gaat gepaard met transport en energiegebruik. In 2000 werd 10 keer meer plantaardig eiwit in de vorm van veevoer geïmporteerd dan in Nederland in totaal aan plantaardig eiwit in de akker- en tuinbouw werd geproduceerd. De Nederlandse landbouw beïnvloedt de nutriëntenkringloop op een veel groter areaal dan enkel het landbouwareaal in Nederland.

Ecologisch herstel aquatische systemen

Aquatische ecosystemen reageren (zichtbaar) niet snel op veranderingen in de nutriëntentoevoer. Bij toevoer van een overmaat van nutriënten blijft het water in eerste instantie nog helder omdat een grote hoeveelheid nutriënten opgeslagen kan worden in het sediment en in biomassa. De helft van het fosfor in de waterfase van eutrofe meren kan zich in vissen bevinden (Van Liere en Janse, 1992). Pas wanneer de 'buffercapaciteit' uitgeput is, vertroebelt het water door algengroei. Het systeem is nu volledig veranderd: 'van veel soorten en weinig individuen naar weinig soorten en veel individuen'.

Vermindering van de eutrofiëring in zoete oppervlaktewateren dient te gebeuren door vermindering van de toevoer met fosfor, omdat fosfor van nature de limiterende factor is voor algengroei. Wanneer de toevoer van fosfor naar een sterk geëutrofiëerd aquatisch ecosysteem vermindert, dan hoeft dat geen zichtbare ecologische consequentie te hebben. De concentratie kan wel dalen maar het in het sediment opgeslagen fosfor wordt nageleverd en de chlorofylconcentratie (als maat voor algen) blijft onveranderd hoog. Pas als de vermindering van de toevoer groot (en langdurig) is gaat het systeem terug naar de heldere toestand. Diepte, verblijftijd, bodemtype en systeemkenmerken, zoals bij stromende wateren de stroomsnelheid, spelen een grote rol. Het is dan ook niet simpel om recht toe recht aan uitspraken te doen over het herstel van watersystemen. Wanneer vermindering van de toevoer van nutriënten de enige maatregel is, moeten de concentraties zeer laag zijn om herstel te bewerkstelligen (Van Liere en Jonkers, 2002). Aanvullende maatregelen, per watertype verschillend, kunnen het proces aanzienlijk versnellen. Ieder watertype en ieder water is een uniek ecosysteem, dat om eigen specifieke maatregelen vraagt. Successen zijn daarmee reeds behaald:

- Het Veluwemeer is door een combinatie van vermindering van de toevoer met fosfor en doorspoelen met voedselarm grondwater teruggebracht tot de heldere fase met kranswiergroei (Boers, 2002);
- Sloten in de polder Bergambacht stegen in ecologisch opzicht door baggeren en het verminderen van puntbronnen (Twisk *et al*, 2002);
- Ingrijpen in de voedselketen van kleine meren (bijvoorbeeld wegvangen planktivore vis) kan de omschakeling naar helder water aanmerkelijk versnellen (Meijer, 2000).

Als door vermindering van fosforbelasting en eventuele aanvullende beheersmaatregelen weer een helder systeem is ontstaan, dan worden ook stikstofconcentraties belangrijker, omdat deze mede de soortensamenstelling in het watersysteem bepalen.

Bestrijding van eutrofiëring is gebaat bij een regionale aanpak (Van Liere en Jonkers, 2002). Deze werkwijze is in overeenstemming met de Europese Kaderrichtlijn Water, waarin de Goede Ecologische Toestand bereikt moet worden in 2015 door het uitvoeren van waterbeheersplannen op stroomgebiedsniveau.

In marine wateren is stikstof de belangrijkste limiterende factor voor algengroei. Ook hier zijn de concentraties van stikstof nog zo hoog dat ecologische effecten van de huidige voorgestelde vermindering van stikstoftoevoer niet verwacht mogen worden. De totale toevoer naar de kustwateren wordt bovendien slechts voor een deel bepaald door de landbouw in Nederland. Herstel van de kustwateren vraagt om een internationale aanpak.

Literatuur

- Allison, F.E., 1955. The enigma of soil nitrogen balance sheets. *Advances in Agronomy* 7: 213-250.
- Arts, G., J. van der Kolk, J. Janse & L. van Liere, 2002. Sloten. In: E. van Liere en D.A. Jonkers (eds) *Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater*. RIVM rapport 70715005.
- Beekman, W., F.W. Schaars, en B. Raterman, 2002. Handleiding SPREAD-REVEM: model voor het berekenen van de emissies vanuit grondgebonden landbouw. KIWA en Artesia, Schoonhoven (in voorbereiding).
- Blois, C.J. de, 2002. Nutriënten in de Beerze. Trendanalyse 1985-2000. Prognose 2003-2030. RIZA-werkdocument 2002.077X (in voorbereiding).
- Blois, C.J. de, en R. Smit, *Schematisatie PREGO: een beschrijving van de aanpak*. Werkdocument, RIZA en Alterra, 2002 (in voorbereiding).
- Blois, C.J. de, F.M.R. Leus, I. Peereboom, R. van der Veeren, W. Werkman, R. Meyer en G.J. Stam, 2002. Methodiek voor de integrale modellering van de keten 'verbruik-> emissie -> verspreiding -> effecten' voor regionale stroomgebieden in hoog-Nederland. Toepassing op Beerze-Reusel en onzekerheidsanalyse. RIZA-werkdocument (in voorbereiding).
- Boers, P.C.M., 2002. Grote zoete wateren. In: E. van Liere & D.A. Jonkers (redactie); *Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater*. RIVM rapport 703715005.
- Boers, P.C.M., H.L. Boogaard, J. Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij, E.F.W. Ruijgh en J.A.P.H. Vermulst. 1997. *Watersysteemverkenningen 1996*. Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw. RIZA rapport 97.013., Lelystad, 217 pp.
- Boeyen, J.H., C.N. Beljaars & R. van Gerve, 1992. Vergroten van de waterdiepte heeft een positief effect op de waterkwaliteit. *H₂O* 25 (16).
- CBS, 2001. Statline, www.CBS.nl
- CIW, 2000. *Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater*. Commissie Integraal Waterbeheer.
- CUWVO, 1980. Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof, resultaten van de tweede eutrofiëringsenquête. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater
- CUWVO, 1987. Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring van meren en plassen, resultaten van de derde eutrofiëringsenquête. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater
- Follett, R.F. and J.L. Hatfield, 2001. *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management* Elsevier Science, 532 pp.
- Frissel, M.J., and G.J. Kolenbrander, 1977. Nutrient balances. *Agro-Ecosystems* 4: 277-299.
- Henkens, P.L.C.M. and H. van Keulen 2001. Mineral policy in The Netherlands and nitrate policy within the European Community. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 49: 117-134.
- Hesen, P.L.G.M., 1998. Kroos nader beschouwd. *H₂O* 31: 35-37.
- Hesen, P.L.G.M., J.H. Boeyen, J. Drent, C.A.M. van Helmond, P. Heuts, J.H. Janse, L.S.M. Schouten, O.F.R. van Tongeren en W. van der Velden, 1998. Kroos nader beschouwd, bundeling van recent kroosonderzoek in Nederland. Rapportnummer KOA 98.091. KIWA onderzoek en advies.
- Hovenkamp-Obbema, I. & L. Bijlmakers, 2001. Van troebel naar helder slotwater. *H₂O* 2: 11-14.
- Hovenkamp-Obbema, I.R.M., 2000. Effecten van baggeren en visstandbeheer op de ecologische kwaliteit in veenweide sloten. Hoogheemraadschap voor de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier.
- Hovenkamp-Obbema, R., 2001. *Kwaliteit van slotwater voor weidevee in Waterland*. Hoogheemraadschap voor de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier.
- Ietswaard, T., A.M. Breure, L. Hersbach, J.T.A. Verhoeven, R. Portielje, P.C.M. Boers, W. Admiraal, H. Leslie, N. Dankers, B. Brinkman, W. van Duin, K. Dijkema & B. Berends, 2000. Een indicatorsysteem voor natuurlijke zuivering van oppervlaktewater. Achtergrondrapport. RIVM rapport 607605002.

- Janse, J.H. & P.J.T.M. Van Puijenbroek, 1997. PCDitch, een model voor eutrofiëring en vegetatie-ontwikkeling in sloten. Report no. 703715 004, RIVM, Bilthoven. (In Dutch, with model formulations in English).
- Janse, J.H. & P.J.T.M. Van Puijenbroek, 1998. Effects of eutrophication in drainage ditches. *Env. Poll.* 102, S1: 547-552.
- Janse, J.H., 1998. A model of ditch vegetation in relation to eutrophication. *Wat. Sci. Tech.* 37(3): 139-149.
- Kamp, van der *et al.*, 2002 Sociaal-economische verkenningen van varianten van verliesnormen Rapport PV, PPO, LEI
- Kolenbrander, G.J., 1969. Calculation of parameters for the evaluation of the leaching of salts under field conditions, illustrated by nitrate. 59-73. Verslag. meded. 15 Commissie Hydrologisch Onderzoek T.N.O., The Netherlands
- Kolenbrander, G.J., 1970. Heeft de uitspoeling van kunstmest invloed op de kwaliteit van het grondwater der waterleidingbedrijven? *Stikstof* 64: 141-149
- Kolenbrander, G.J., 1971. Contributions of agriculture to eutrophication of surface waters with nitrogen and phosphorus in the Netherlands. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Rapport 10. Haren. Nederland
- Kolenbrander, G.J., 1973. Fertilisers, farming practice an water quality. The Fertiliser Society, Proceedings no. 135. London. United Kingdom
- Kolenbrander, G.J., 1974a. Een schatting van de fosfaataccumulatie in Nederland in 1970. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Rapport 10-74. Haren. Nederland
- Kolenbrander, G.J., 1974b. Evaluation of contribution of agriculture to eutrophication of shallow surface waters. *Bulletin des Recherches Agronomiques de Gembloux Bull. Rech. Agron. Gembloux.* 113-126
- Kolenbrander, G.J., 1979. De stikstofbalans van de Nederlandse landbouw.
- Krone, R.B., 1962. Flume studies on the transport of sediment estuarine shoaling processes. University of Berkeley.
- Kroon, T., P. Finke, I. Peereboom en A. Beusen, 2001. Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE: de ruimtelijke indeling en de toekenning van hydrologische en bodemchemische parameters. RIZA-rapport 2001.017.
- Liere, L. van and J. Janse, 1992. Restoration and resilience to recovery of the Lake Loosdrecht ecosystem to its phosphorus flow. *Hydrobiologia* 23: 95-104.
- Liere, E. van en D.A. Jonkers (redactie), 2002. Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM rapport 703715005.
- Liere, L. van en P. Boers, 2002. Meren en plassen. In: E. van Liere en D. Jonkers (eds) Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM rapport 70715005.
- Liere, L. van, J. Janse, M. Jeuken, P. van Puijenbroek, O. Schoumans, R. Hendriks, J. Roelsma & D. Jonkers, 2002. Effect of nutrient loading on surface waters in polder bergambacht, The Netherlands. *IAHS Publication* 273: 213-218.
- Meer, H.G. van der and M.G. van Uum-Van Lohuyzen, 1986. The relationship between inputs and outputs of nitrogen in intensive grassland systems. In H.G. van der Meer, J.C. Ryden, and G.C. Ennink (eds.) *Nitrogen Fluxes in Intensive Grassland Systems.* p 1-18. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht.
- Meijer, M-L., 2000. Biomanipulation in the Netherlands. DSc. Thesis Agricultural University at Wageningen.
- NMP4, 2001. Nationaal Milieubeleids Plan 4.
- OECD, 2001. Environmental Indicators for Agriculture; Methods and Results. Volume 3. OECD, Paris, France, 409 pp.
- Oenema, O. and M. Heinen, 1999. Uncertainties in Nutrient Budgets due to biases and errors. In: Smaling, E.M.A., Oenema, O., Fresco, L.O. (Eds.). 1999. *Nutrient Disequilibria in Agroecosystems: Concepts and Case-studies.* CAB International, Wallingford, pp 75-97
- OSPARCOM (Oslo and Paris Conventions for the Prevention of Marine Pollution), 1994. OSPARCOM Guidelines for Calculating Mineral Balances, Workshop Group on Nutrients, NUT 94/8/1-E. Berne, Switzerland (also at www.ospar.org/eng/html/welcome.htm).

- Overbeek, G.B.J., Beusen, A.H.W., Boers, P.C.M., Van den Born, G.J., Groenendijk, P., Van Grinsven, J.J.M., Kroon, T., Van der Meer, H.G., Oosterom, H.P., Van Puijenbroek, P.J.T.M., Roelsma, J., Roest, C.W.J., Rötter, R., Tiktak, A. en Van Tol, S., 2002. Plausibiliteitsdocument STONE 2.0. RIVM-rapport 718501001.
- Rijk, S. de, 1999. Methodiek emissieschattingen met behulp van de Emissieregistratie voor het Beerze-Reuselgebied. Interne notitie, RIZA.
- Rijk, S. de, 2001. Geschatte debieten en lozingen van stikstof-totaal en fosfaat-totaal voor de RWZI's in het Beerze-Reuselgebied voor 2010, 2020, en 2030, berekeningen RIZA.
- RIVM, 2000. Nationale Milieuverkenning 5. Samsom BV, Alphen aan den Rijn
- RIVM, 2001. Bouwstenen voor het NMP4.
- Rötter, R. (ed.), J.J.M., van Grinsven, P. Boers, A.H.W. Beusen en O. Oenema, 2001. De status van het rekeninstrumentarium STONE versie 2.0. Alterra-rapport 378.
- Russel, E.J., 1912. Soil Conditions and Plant Growth. Longman, London, UK.
- Ryden, J.C., P.R. Ball and E.A. Garwood, 1984. Nitrate leaching from grassland. *Nature* 311:50-53.
- S.E.P.A., 1994. Eutrophication of soil, freshwater and the sea. Report 4244, Swedish Environ. Protection Agency, Solna, Sweden. 207 pp.
- Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van den Tol, H.F.M. ten Berge, H.G. van der Meer, F.K. van Evert (2002) Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0; Rapportage cluster 4, deel 1 (in druk)
- Schröder, J.J., O. Oenema and S. Pieterzak, 1998. Nitrogen cycling and nitrogen surpluses in mixed farming systems: what are the determinants? In: H. van Keulen, E.A.
- Schröder, J.J. en W.J. Corré, eds., 2002. Actualisering stikstof- en fosfaat-desk-studies. Rapport 22, Plant Research International, Wageningen.
- Sluijsmans, C.M.J., G.J. Kolenbrander, 1970. De rol van kunstmest bij de vervuiling van oppervlaktewater. *Landbouwkundig Tijdschrift* 82 (7): 259-260
- Smaling, E.M.A., O. Oenema en L.O. Fresco (Eds.), 1999. Nutrient Disequilibria in Agroecosystems: Concepts and Case-studies. CAB International, Wallingford, 322 pp.
- Staalduinen, L.C., M.W. Hoogeveen, H.H. Luesink, G. Ctteleer, H. van Zeijts, P.H.M. Dekker, en C.J.A.M. de Bont, 2002. Actualisering landelijk mestoverschot 2003. Reeks Milieuplanbureau 18, LEI, Den Haag, 158 pp.
- Stam, G.J., S. de Rijk en J. Eulen, 2002. Diagnose en prognoses van de belasting van het Nederlandse oppervlaktewater met nutriënten. RIZA werkdocument (in press)
- STOWA, 1992. Ontstaan en bestrijden van deklagen van kroos. Modelmatige benadering van de kroosontwikkeling en beoordeling van beheersbaarheid. STOWA 92-10.
- STOWA, 1997. Ontstaan en bestrijden van deklagen van kroos. 4. Praktijkonderzoek naar maatregelen tegen kroosdeken. Rapport 97-18. Utrecht. 68 pp.
- STOWA, 2001. Limnodata Neerlandica. Databestand van metingen in watersystemen door waterbeheerders en de OVB.
- Tilman, D., J. Fargione, B. Wolff, C. D'Antonio, A. Dobson, R.W. Howarth, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger, D. Simberloff and D. Swackhamer, 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292: 281-284.
- Twisk, W., 2002. Schoon water in polder Bergambacht: zes jaar ervaring met gebiedsgericht samenwerken. Technisch rapport. Zuiveringschap Hollandse Eilanden en Waarden.
- UNFCCC (1997) Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Document FCCC/CP/1997/Add.1. [Http://www.unfccc.de/](http://www.unfccc.de/)
- Vermulst, J.A.P.H., 1995. Vernattingsmaatregelen in de Schuitenbeek: Modelberekeningen ten behoeve van een studie naar de interactie vernatting-eutrofiëring. Werkdocument 95.127X, RIZA Lelystad.
- Walle, F.B. de, J. Sevenster, 1998. Agriculture and the Environment: minerals, manure and measures. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 211 pp.
- Wilkinson, S.R., and R.W. Lowrey, 1973. Cycling of mineral nutrients in pasture ecosystems. In: G.W. Butler and R.W. Baily (eds.) Chemistry and Biochemistry of Herbage. Acad. Press, London

- Willems, W.J., B. Fraters, H.F.R. Reijnders en C.G.E.M. van Beek, 2002. Nutriënten in bodem en grondwater. Kwaliteitsdoelstellingen en kwaliteit 1984-2000. RIVM rapport 712801004
- WL/Delft Hydraulics, 2002. Effect mestbeleid op nutriënten- en algenconcentraties in de Nederlandse kustzone. Opgesteld door WL/Delft Hydraulics in opdracht van RIKZ. WL rapport Z3322.
- Wolters, R.T. & R.F.A. Hendriks, 2002. Vaststellen van optimale mix van maatregelen voor realisatie van waterkwaliteitsnormen in proefgebieden. Alterra rapport 409.
- WSV, 1996. Achtergrondnota Toekomst voor Water. Watersysteemverkenningen. RIZA nota 96.058, RIKZ rapport 96.030.

Bijlage Verzendlijst

Opdrachtgever

1. Ir. H. van der Vlist, Directeur-Generaal Milieubeheer
2. Drs. J.A. Suurland (DGM/BWL) Douwe Jonkers (DGM/BWL)
3. Yvon Horsten (DGMMM/BWL)
4. Douwe Jonkers (DGM/BWL)
5. Peter Henkens (DGM/BWL)
6. Co Molenaar (DGM/BWL)
7. Stan Smeulders (DGM/BWL)
8. Rudy Uwland (DGM/BWL)
9. Ger Ardon (DGM/BWL)
10. Jan Roels (DGM/BWL)

Projectgroep Evaluatie Meststoffenwet (tenzij reeds hierboven vermeld)

11. A. van Hoorn (LNV)
12. E.E. Biewenga (LNV)
13. M.J.C. Bode (LNV)
14. R. Haije (LNV)
15. J. Elsinghorst (LNV)
16. J.J. van der Linden (LNV)
17. H.P.D. Bulthuis (LNV)
18. G.P. Hellings (V&W)
19. J. van Vliet (EC-LNV)
20. P.A.M. Besseling (EEEC-LVV)

CIW werkgroep 4 Milieu en Water

21. Gezina Atzema (LNV)
22. Jos van Dalen (V en W)
23. Pia Eckstein (Unie van Waterchappen)
24. Wilko Gunster (VN)-NCW)
25. Maarten Hofstra (RIZA)
26. José Houweling (Stichting Reinwater)
27. Leo Joosten (VEWIN)
28. Arnoud de Kruijf (Waterschap de Dommel)
29. Evert van der Meide (VNG)
30. Egbert van 't Oever (Waterschap Vallei en Eem)
31. Murk de Roos (VROM)
32. Dick Schuddebeurs (VNCI)
33. Arja Span (Provincie Noord Brabant)
34. Cor Venema (RDIJ)
35. Willem-Henk Streekstra (LTO)
36. Albert Verheggen (Vereniging FME-CWM)

37. Henk Warmer (RIZA)
38. Els Gouman (Milieudienst Amsterdam)

Auteurs

39. Oene Oenema (Alterra)
40. Jan Roelsma (Alterra)
41. Henk Oosterom (Alterra)
42. Gert Stam (RIZA)
43. Jan Eulen (RIZA)
44. Sacha de Rijk (RIZA)
45. Lowie van Liere (RIVM)
46. Frits Kragt (RIVM)
47. Rick Wortelboer (RIVM)
48. Peter Cleij (RIVM)
49. Remko Roosenboom (RIVM)
50. Jan Janse (RIVM)
51. Chris de Blois (RIZA)
52. Francisco Leus (RIZA)
53. Theo Prins (RIKZ)

Extern RIVM

54. Directie RIZA
55. Directie RIKZ
56. Directie Alterra
57. Bas van der Wal (STOWA)
58. Frans Claessen (RIZA)
59. Harry Hosper (RIZA)
60. Paul Boers (RIZA)
61. Paul Latour (RIZA)
62. Govert Verstappen (RIZA)
63. Fred Wagemaker (RIZA)
64. Sandra Plette (RIZA)
65. Joost van den Roovaart (RIZA)
66. Diederik van der Molen (RIZA)
67. Rob Portielje (RIZA)
68. Astrid Driesprong (RIZA)
69. Remy Laane (RIKZ)
70. Johan Coppoolse (RIKZ)
71. Wanda Zevenboom (Dir. Noordzee)
72. Carla Bisseling (EC-LNV)
73. Oscar Schoumans (Alterra)
74. Rob Hendriks (Alterra)
75. Michel Jeuken (Alterra)

76. Jennie van der Kolk (Alterra)
77. Gerard Velthof (Alterra)
78. Jan van Bakel (Alterra)
79. Piet Groenendijk (Alterra)
80. Bram de Vos (Alterra)
81. Piet Verdonschot (Alterra)
82. Bert Higler (Alterra)
83. Kees Kwakernaak (Alterra)
84. Frank van der Bolt (Alterra)
85. Roel Kruijne (ALterra)
86. Ellen van Donk (KUN, NIOO)
87. Marten Scheffer (LUW)
88. Martin Wassen (RUU)
89. Petra Visser (UvA)
90. Wim Admiraal (UvA)
91. Bram van Liere (UvA)
92. Niels de Pauw (Universiteit van Gent)
93. Peter Goethals (Universiteit van Gent)
94. Johan Loogman (Europees Parlement)
95. Rixt Hovenkamp (HHRS Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier)
96. Wim Twisk (Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden)
97. Theo Claassen (Wetterskip Fryslân)
98. Roelof Veenigen (Wetterskip Fryslân)
99. Henk de Haan (Provinsje Fryslân)
100. Peter Heuts (HHRS Stichtse Rijnlanden)
101. Pierre de Vries (Unie van Waterschappen)
102. Floor Heinis (HWE)
103. Paul Vertegaal (Waterpakt)
104. Peter van Rooij (Accanto)

Intern RIVM

105. Directie RIVM
106. Klaas van Egmond
107. Fred Langeweg
108. Ton Bresser (RIVM)
109. Reinier van den Berg (LBG)
110. Janneke Hoekstra (LAE)
111. Dick van Lith (LLO)
112. Anton van der Giessen (CIM)
113. Leon Braat (NPB)
114. Rob Maas (MNV)
115. Arthur Beusen (CIM)
116. Jaap Willems (LBG)

117. Hans van Grinsven (LBG)
118. Dico Fraters (LBG)
119. Kees Meinardi (LBG)
120. Guus Beugelink (LBG)
121. Henk Westhoek (LAE)
122. Henk van Zeijts (LAE)
123. Addo van Pul (LLO)
124. Jeanette Beck (LLO)
125. Joost Knoop (LWD)
126. Rob Leewis (LWD)
127. Maria Witmer (LWD)
128. Ans Versteegh (IEM)
129. Wilko Verweij (LWD)
130. Willem Ligtvoet (LWD)
131. Wim Willemsen (LWD)
132. Maarten 't Hart (LWD)
133. Loes Breebaart (MNV)
134. Jan Dirk te Biesebeek (LWD)
135. Frank van Gaalen (LWD)
136. Jan Mülschlegel (IEM)

Diversen

137. Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie
138. SBC/afdeling Communicatie
139. Bureau Rapportenregistratie
140. Bibliotheek RIVM
141. Bibliotheek RIZA
142. Bibliotheek RIKZ
143. Bibliotheek Alterra
144. Bibliotheek STOWA
145. Hydrotheek
146. Bibliotheek DGM
- 147-157 Bureau Rapportenbeheer
- 158-200 Reserve exemplaren